Transferts d'éléments inorganiques solubles dans une forêt de sapins baumiers située dans la région boréale

Gilles [illegible] et Robert [illegible]

Région de Québec • Rapport d'information LAU-X-94F

Forêts Canada Forestry Canada

Canada

91-00348/

LE CENTRE DE FORESTERIE DES LAURENTIDES est un des six établissements régionaux et des deux instituts nationaux de Forêts Canada. Le Centre collabore avec divers organismes gouvernementaux, avec les intervenants de l'industrie forestière et avec les établissements d'enseignement dans le but de promouvoir, par des travaux de recherche et de développement, un aménagement et une utilisation plus rationnels des ressources forestières du Québec.

Au Québec, les activités de Forêts Canada portent sur la recherche dans les domaines des ressources forestières et de la protection des forêts, et sur le développement forestier. La plupart des travaux sont entrepris pour répondre aux besoins de divers organismes intéressés à l'aménagement forestier. Les résultats de ces travaux sont diffusés sous forme de rapports techniques et scientifiques ou autres publications, et de conférences.

THE LAURENTIAN FORESTRY CENTRE is one of six regional and two national establishments of Forestry Canada. The Centre cooperates with other government agencies, forest industry, and educational institutions to promote through research and development the most efficient and rational management and use of Quebec's forests.

In Quebec, Forestry Canada's program consists of forest resources and protection research and forest development. Most research is undertaken in response to the needs of the various forest management agencies. The results of this research are distributed in the form of scientific and technical reports, other publications, and conferences.

Gilles Robitaille

Les travaux du Dr Robitaille portent principalement sur le cycle biogéochimique et les effets des stress environnementaux sur les arbres des forêts. Actuellement, il concentre ses efforts à l'étude du rôle des conditions climatiques extrêmes sur le dépérissement des érablières.
Gilles a obtenu son doctorat en biologie de l'Université d'Ottawa en 1977. Il s'est joint à l'équipe du CFL en 1980 après un séjour de deux ans à l'Institut de recherche sur les incendies de forêt où il a étudié des modèles de régénération des forêts ravagées par des incendies.

Robert Boutin

Robert Boutin travaille au CFL depuis 1980, à titre d'agent de recherche sur les polluants aéroportés et la forêt. Diplômé de l'Université Laval en génie forestier en 1979, il a mené des études concernant le cycle des éléments nutritifs en relation avec les précipitations acides. Il a récemment déposé à l'Université Laval un mémoire de maîtrise en écologie et pédologie forestière.

TRANSFERTS D'ÉLÉMENTS INORGANIQUES SOLUBLES DANS UNE FORÊT DE SAPINS BAUMIERS SITUÉE DANS LA RÉGION BORÉALE

Gilles Robitaille et Robert Boutin

Rapport d'information LAU-X-94F
1990

Forêts Canada
Région du Québec

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990

N° de catalogue Fo46-18/94F
ISSN 0835-1570
ISBN 0-662-96226-5
Imprimé au Canada

Il est possible d'obtenir sans frais un nombre restreint d'exemplaires de cette publication auprès de:

Forêts Canada, Région du Québec
Centre de foresterie des Laurentides
1055, rue du P.E.P.S.
C.P. 3800
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7

Des copies ou des microfiches de cette publication sont en vente chez:
Micromédia Ltée
Place du Portage
165, rue Hôtel-de-Ville
Hull (Québec)
J8X 3X2

This publication is also available in English under the title "Transfers of soluble inorganic elements in a boreal balsam fir forest".

TABLE DES MATIÈRES

Page

RÉSUMÉ vi

ABSTRACT vi

INTRODUCTION 1

MATÉRIEL ET MÉTHODES 2
- Emplacement et description 2
- Protocole d'échantillonnage 4
- Analyses chimiques 4
- Calculs 5

RÉSULTATS 6
- Volume des précipitations 6
- Concentrations et flux ioniques 7
  - INCB, TF, SF, BR 7
- Concentrations et flux dans le ruisseau de drainage 10

ANALYSE 11
- Concentrations et flux ioniques dans les TF et les SF 11
- Solution du sol 12
- Transformations des précipitations globales incidentes dans le couvert forestier 14
- Potentiel en chaux des solutions 16
- Production réelle de protons 17

CONCLUSION 19

REMERCIEMENTS 21

OUVRAGES CONSULTÉS 21

ANNEXE 27

LISTE DE LA FIGURE ET DES TABLEAUX

Page

Figure 1. Localisation du site par rapport à la ville de Québec 3

Tableau 1. Caractéristiques du podzol ferro-humique orthique de la série Laurentide dans le bassin du lac Laflamme 29

Tableau 2. Protocole d'échantillonnage retenu de 1981 à 1987 dans les six parcelles permanentes délimitées dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre) 29

Tableau 3. Méthodes d'analyse des paramètres à l'étude 30

Tableau 4. Valeurs de flux d'eau (mm) employées pour calculer le flux des éléments dans les diverses strates de l'écosystème (juin à octobre) 30

Tableau 5. Facteurs de conversion ($Fa \times 10^{-4}$) pour calculer les flux de chaque élément ou ion (kg/ha) 30

Tableau 6. Concentrations moyennes de sept ans pondérées en fonction du volume (μeq/L) des principaux ions dans les diverses strates de la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre) 31

Tableau 7. Flux moyen des ions (kg/ha) pendant les périodes d'étude s'échelonnant sur cinq mois (juin à octobre) de 1981 à 1987 dans le bassin du lac Laflamme 32

Tableau 8. Flux moyen des ions (eq/ha) pendant les périodes d'étude s'échelonnant sur cinq mois (juin à octobre) de 1981 à 1987 dans le bassin du lac Laflamme 32

Tableau 9. Potentiel en chaux par année pour les diverses strates de la forêt de sapins baumiers dans le bassin du lac Laflamme (μeq/L) 33

Tableau 10. Production réelle de protons (kmol/ha/5 mois) dans le bassin du lac Laflamme de 1981 à 1987 33

Tableau 11. Concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (μeq/L) des cations monovalents par année et par strate dans la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre) 34

Tableau 12. Concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (μeq/L) des cations bivalents par année et par strate dans la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre) 34

Tableau 13. Concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (μeq/L) des anions par année et par strate dans la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre) 35

LISTE DES TABLEAUX (SUITE)

Page

Tableau 14. Flux des cations monovalents (kg/ha/5 mois) dans une forêt de sapins baumiers (juin à octobre) 35

Tableau 15. Flux des cations bivalents (kg/ha/5 mois) dans une forêt de sapins baumiers (juin à octobre) 36

Tableau 16. Flux des anions (kg/ha/5 mois) dans une forêt de sapins baumiers (juin à octobre) 36

RÉSUMÉ

Les concentrations et les flux des ions majeurs ont été mesurés pour une forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme de la forêt Montmorency située à 80 km au nord de Québec. Les eaux d'égouttement (TF) et les précipitations globales incidentes (INCB) avaient des pH identiques (4,40) et étaient moins acides que les eaux d'écoulement le long du fût (SF) (pH 4,18). La solution du sol sous la zone racinaire (BR) et le ruisseau de drainage étaient moins acides ayant des pH respectifs de 4,85 et 6,52. À l'exception de NH_4 et NO_3, les TF et SF étaient plus concentrés que l'INCB. Les facteurs d'enrichissement pour K, Mg, Mn et Ca étaient de 12, 4, 4 et 3 pour les TF et de 83, 14, 21 et 11 pour les SF. En se basant sur les concentrations moyennes pondérées de sept années pour une période de végétation de cinq mois, on a estimé que le bassin avait accumulé 0,22 kg/ha de H et 4,4 kg/ha de NO_3 et perdu respectivement 5,1, 2,0, 1,6, 1,3 et 0,04 kg/ha de Ca, SO_4, Na, Mg, Cl et K. Le lessivage de sels neutres est la résultante principale du contact des précipitations avec le couvert forestier. Cela a été confirmé en identifiant, par le calcul du "potentiel en chaux", un front Ca+Mg qui se déplace à travers les strates hydriques. La production de protons a été calculée et indique que les sols du bassin du lac Laflamme s'acidifient par des processus multiples.

ABSTRACT

The concentrations and fluxes of the major ions were examined for a boreal balsam fir forest located at the Lake Laflamme catchment, Montmorency Forest, 80 km N of Quebec City. The pH of the throughfall (TF) and the incident bulk precipitation (INCB) were equal (4.40) and higher than in the stemflow (SF) (4.18). Below the roots soil solution (BR) and output stream (OS) were less acid with respective pHs of 4.85 and 6.52.

With the exception of NH_4 and NO_3, the throughfall and stemflow were more concentrated than the INCB. The enrichment factors for K, Mg, Mn and Ca were 12, 4, 4, and 3 for the throughfall and 83, 14, 21, and 11 for the stemflow. Based on the weighted mean concentrations of seven years for a vegetation period of 5 months, we have estimated that the catchment has accumulated 0.22 kg/ha of H and 4.4 kg/ha of NO_3 and has lost respectively 5.1, 2.0, 1.6, 1.3, and 0.04 kg/ha of Ca, SO_4, Na, Mg, Cl, and K. The overall canopy process was neutral salt leaching of cations. The use of a lime potential calculation supported the identification of a Ca+Mg front that moves through the forest canopy. Actual proton production in the forest system indicated that soil acidification had several causes.

INTRODUCTION

Comme en témoigne l'abondante documentation sur les effets des émissions ponctuelles, il est certain que les polluants atmosphériques ont des répercussions néfastes sur la croissance de la végétation. Ces polluants, qui peuvent être à l'état de gaz ou de matières particulaires (Smith, 1981) ou en solution (Likens et Bormann, 1974; Threshow, 1984), peuvent influer directement ou indirectement sur la végétation. En outre, les interactions entre un polluant et d'autres facteurs d'agression environnementale sont extrêmement complexes et sont fonction du type, de la persistance et de la concentration de l'agent de contamination (Fritts, 1976; Manion, 1981).

Dans le passé, ceux qui ont étudié les effets des polluants sur la végétation ont concentré leurs efforts sur les répercussions des sources d'émissions ponctuelles (Robitaille, 1977); ils ont surtout effectué des expériences de manipulation de doses toxiques aiguës ou chroniques de polluants considérés isolément ou en combinaison (Last, 1984). Ces approches ont permis de recueillir des renseignements d'une grande utilité au sujet des répercussions visibles ou cachées sur les plans cytologique, biochimique et biologique.

Les études effectuées sur le terrain et portant sur les effets conjugués de doses chroniques de polluants et d'autres facteurs d'agression environnementale ont été fondées sur deux approches: des expériences dans des enceintes hermétiques à l'air ambiant (Heagle et collab., 1973; Duchelle et collab., 1983) et l'approche biogéochimique (Likens et collab., 1977; Ulrich, 1983; Richter et collab., 1983).

Cronan (1984) a étudié les transferts géochimiques et biogéochimiques pour comprendre le phénomène de la circulation des éléments (cycles) dans un écosystème. Ces cycles sont habituellement en équilibre dynamique et peuvent être observés jusqu'à ce qu'ils atteignent un point repère ou qu'ils soient à l'état d'équilibre. On peut aisément supposer qu'un stress aigu ou chronique puisse rompre l'équilibre des cycles (Johnson et Richter, 1984; Morrison, 1984). Par exemple, un apport constant de précipitations incidentes dont le pH est de 4,2 pourrait, au bout d'un certain nombre d'années, débalancer l'équilibre des écosystèmes forestiers vulnérables.

Des études portant sur les transferts géochimiques et biogéochimiques ont révélé que les eaux d'égouttement et les eaux d'écoulement le long du fût véhiculent des cations basiques et des anions acides (Eaton et collab., 1973; Mahendrappa, 1974; Likens et collab., 1977; Feller, 1977; Foster et collab., 1986). Le degré d'enrichissement dépend de la qualité des

pluies (par exemple, acidité) et du type de couvert forestier (Khanna et Ulrich, 1981; Hoffman et collab., 1980; Parker, 1983; Johannes et collab., 1985).

Le présent rapport examine les transferts géochimiques et biogéochimiques s'effectuant dans une forêt de sapins baumiers située dans la région boréale et compare les résultats avec ceux des études effectuées dans des écosystèmes similaires. Les auteurs ont essayé d'interpréter ces résultats de manière à évaluer la sensibilité du bassin aux quantités actuelles de dépôts acides.

On présente les résultats de sept années d'observation (saison de croissance s'échelonnant de juin à octobre) de la chimie des solutions nutritives des précipitations incidentes (INCB), des eaux d'égouttement (TF), des eaux d'écoulement le long du fût (SF) et de la solution du sol sous la zone racinaire (BR) dans une forêt de sapins baumiers située dans la région boréale. On a aussi tenu compte des éléments nutritifs exportés du bassin. Le bassin du lac Laflamme constitue l'écosystème de la région boréale qui a été retenu aux fins de trois importantes études biogéochimiques réalisées par Forêts Canada afin de déterminer quelles sont les caractéristiques de base des forêts et des sols qui subissent les effets des polluants transportés sur de longues distances.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Emplacement et description

La forêt de sapins baumiers à l'étude est située à 80 kilomètres au nord de Québec, dans la forêt expérimentale de Montmorency. Le bassin du lac Laflamme se trouve à 47° 19' de latitude nord et à 71° 07' de longitude ouest (figure 1). L'altitude varie de 777 m à la surface du lac à 884 m au plus haut sommet, et les pentes minimales et maximales sont respectivement de 0 et de 30 %. La superficie des terres est de 62,3 ha et celle du lac, de 6,1 ha. Ce bassin fait partie de la région Laurentienne, et le matériau originel est composé de charnockite et de mangerite. Des feldspaths, du plagioclase et du quartz sont au nombre des minéraux dominants. Le till glaciaire, dont la profondeur peut atteindre jusqu'à cinq mètres, est principalement composé de sable et de gravier enrichis de quartz, mais pauvres en orthose (Azzaria et collab., 1982).

Le sol est un podzol ferro-humique orthique des séries Laurentide et Des Neiges (tableau 1). Le sol sableux est moyennement drainé et sa saturation en bases est relativement faible. L'horizon C est bien tassé. Des podzols d'autres séries peuvent être présents selon la classe de drainage. Les sols moyennement drainés font partie des séries Piché et La Foi, et les podzols humiques gleyifiés, qui sont mal drainés, de la série Colligan. Le mor (humus brut) est d'une épaisseur d'environ 8 cm (Martel, 1983).

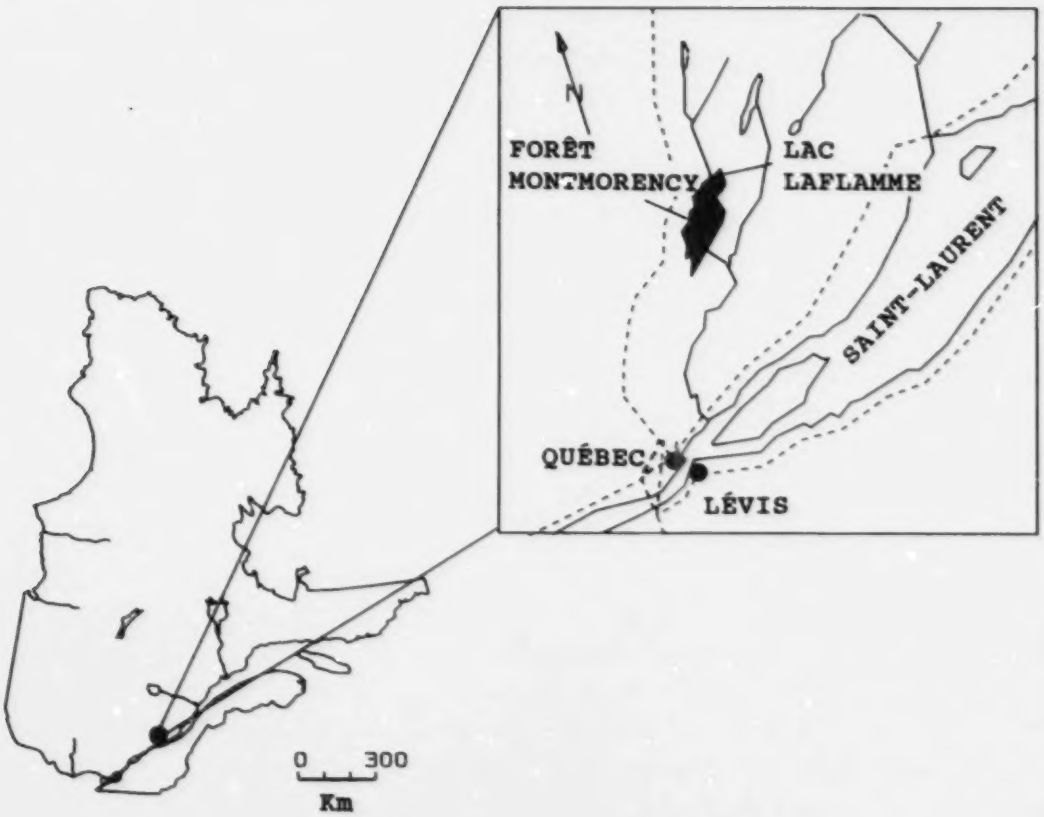

Figure 1. Localisation du site par rapport à la ville de Québec.

Le bassin se trouve dans une zone froide et humide où la température moyenne annuelle est de 0,3 °C, la température maximale (juillet), de 34 °C, et la température minimale (janvier), de -41 °C. En moyenne, il y a 232 jours de gel, et le tiers des précipitations moyennes annuelles (environ 145 cm) tombent sous forme de neige. La forêt Montmorency se trouve dans la section Laurentide-Onatchiway (Rowe, 1972). Quatre-vingts pour cent du couvert forestier du bassin, qui est très homogène, est composé de sapins baumiers (*Abies balsamea* [L.] Mill.). Des bouleaux à papier (*Betula papyrifera* Marsh.), des épinettes blanches (*Picea glauca* [Moench] Voss) et des épinettes noires (*P. mariana* [Mill.] BSP) représentent les autres vingt pour cent. Sur les sols bien drainés, les dryoptérides spinuleuses (*Dryopoteris spinulosa* [O.F. Muell.] Watt) ainsi que d'autres plantes acidophiles, comme l'oxalide de montagne (*Oxalis montana* Raf.), sont communes. Il s'agit d'une forêt dense,

comptant 4 800 spécimens par hectare (Barry et collab., 1988), dont l'âge moyen est de 50 ans et dont la croissance est due à une coupe partielle effectuée en 1943.

L'application d'insecticides biologiques et chimiques a permis, dans une certaine mesure, de protéger la forêt contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En 1982, la défoliation a été évaluée à 40-50 % (Plamondon et collab., 1984). Le feuillage des conifères est en train de se reconstituer, grâce, semble-t-il, aux applications d'insecticides en 1981 et 1982 et à une diminution naturelle de la population de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Au cours des dernières années, un grand nombre de sapins baumiers ont été déracinés par le vent, de sorte que le couvert s'est ouvert considérablement dans certaines zones du bassin.

Protocole d'échantillonnage

Six parcelles d'échantillonnage permanentes de 0,04 ha ont été délimitées en 1981 et ont fait l'objet d'une surveillance jusqu'à ce jour. Des échantillons des INCB ont été prélevés dans une éclaircie d'une station du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA), anciennement connu sous le nom de Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RECSAP), station adjacente au bassin boisé. Toutes les surfaces d'échantillonnage étaient chimiquement inertes. Les échantillons des INCB ont été prélevés dans des pluviomètres en plastique transparent en 1981 et 1982 et dans des bouteilles à entonnoir semi-opaques Nalgene munis de filtres, de 1983 à 1987. Les échantillonneurs utilisés pour prélever des eaux d'égouttement, qui ont été installés dans les six parcelles permanentes, étaient identiques à ceux utilisés pour les INCB. Des bandes de plomb vaporisées avec une matière plastique inerte ont été installées sur les sapins baumiers pour y recueillir des échantillons d'eau d'écoulement sur le tronc (Mahendrappa, 1974). Des lysimètres à tension à gobelet de porcelaine et tube de PCV d'un diamètre interne de 5 cm ont servi à recueillir des échantillons de BR (pression négative de 0,3 atm à une profondeur de 20 à 60 cm). Des échantillons d'eau exportée du bassin ont été prélevés en amont d'un jaugeur Parshall installé dans le ruisseau de drainage.

La fréquence d'échantillonnage a varié : au début, on a recueilli des échantillons pour chaque événement puis, plus tard,des échantillons hebdomadaires ont été prélevés. Dans les six parcelles, le nombre d'échantillonneurs employés variait de 40 à 60 pour les eaux d'égouttement, de 7 à 60 pour les eaux d'écoulement le long du fût et de 12 à 24 pour la solution du sol au cours de la période d'étude (tableau 2).

Analyses chimiques

Le tableau 3 donne les méthodes employées pour analyser les paramètres d'étude. On a filtré tous les échantillons (0,45 μ) avant de les soumettre à une analyse chimique. La conductivité, le pH et les concentrations de SO_4^{2-}, de NO_3^-, de NH_4^+ et de $H_2PO_4^-$ ont été

mesurés dans les 24 heures suivant le prélèvement des échantillons et, lorsque possible, les concentrations de cations ont été mesurées dans un délai d'une semaine. Certains échantillons ont dû être stockés pendant une période pouvant s'étendre jusqu'à six mois. Ces échantillons ont été acidifiés et/ou stockés à 2°C, et on les a filtrés de nouveau avant de procéder à l'analyse chimique des cations.

Des contrôles fréquents de la qualité des analyses chimiques ont été effectués par des comparaisons avec des solutions étalons et avec des données d'autres laboratoires et par réétalonnage.

Calculs

On a calculé les concentrations pondérées en fonction du volume (µeq/L) des éléments. Pour déterminer le flux en kg/ha/5 mois de chacun des éléments, on a employé l'équation suivante :

$$DEPe = WMCe * P(INCB,TF,SF,BR) * Fa$$

où DEPe représente les dépôts en kg/ha/5 mois;
WMCe représente la concentration moyenne pondérée en µeq/L pendant des périodes de précipitations choisies;
P représente la hauteur de la colonne d'eau (mm) calculée pendant la période de cinq mois pour les précipitations globales incidentes (INCB), les eaux d'égouttement (TF), les eaux d'écoulement le long du fût (SF) et la solution du sol sous la zone racinaire (BR) (tableau 4); et
Fa est un facteur de conversion utilisé pour exprimer les dépôts en kg/ha (tableau 5).

On a établi que le flux des eaux s'écoulant le long du tronc représentait 2 % des INCB (Plamondon et collab., 1984). On a estimé que la quantité d'eau traversant le profil de sol pour atteindre la zone de saturation représentait 60 % des INCB (communication personnelle, Hendershot, Université McGill). Ces deux estimations ont été retenues durant toutes les années de l'étude. Le fait d'employer un flux d'eau fixe comporte certains inconvénients, car l'on risque de sous-estimer ou de surestimer les flux d'éléments pendant une saison de croissance donnée. Les surestimations peuvent se produire au cours des mois d'été plus secs et les sous-estimations, durant les périodes d'alimentation de la nappe, au printemps et à l'automne. Le flux d'eau peut également varier d'une année à l'autre. Par exemple, de 1981 à 1987, le flux des eaux d'égouttement représentait entre 72 et 84 % du flux des précipitations globales incidentes (tableau 4).

Les périodes d'échantillonnage considérées pour les calculs des concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (µeq/L) ou pour des flux (kg/ha/5 mois) n'ont pas nécessairement été les mêmes. Pour calculer les concentrations moyennes pondérées en fonction du volume, on a habituellement prolongé la période d'échantillonnage, de manière à ne se servir que des dates d'échantillonnage où le flux d'eau était suffisant pour permettre le calcul du flux des éléments dans toutes les strates échantillonnées (c'est-à-dire, INCB, TF, SF, BR) tous les jours de prélèvement retenus. C'est pourquoi il y a divergence apparente quand on essaie de calculer les valeurs de kg/ha à partir des valeurs de µeq/L présentées dans les tableaux.

Les statistiques ont été compilées à l'aide d'un logiciel SAS (SAS, 1985).

RÉSULTATS

Volume des précipitations

Bien qu'en 1981, on ait prélevé des échantillons pour chaque événement de précipitations, seulement 65 % des précipitations totales ont été échantillonnés (tableau 4), car, en juin, il y a eu d'importantes interruptions causées par les applications d'insecticides pour lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Par conséquent, le flux pendant une période de cinq mois a été sous-estimé en 1981. L'interruption de l'échantillonnage en 1982 n'a entraîné aucune sous-estimation, car il n'y a pas eu de pluie pendant cette période. On a pris en considération les valeurs relevées de 1981 à 1987 pour analyser les concentrations et les flux d'éléments. Il y avait un écart de moins de 1 % entre le volume d'eau recueilli de 1982 à 1987 et le volume prélevé au moyen du pluviomètre standard.

En moyenne, 20 % des INCB ont été interceptées par le couvert forestier de 1981 à 1987. Les interruptions de l'échantillonnage en 1981 et 1982 ne semblent pas avoir modifié le rapport INCB:TF (tableau 4).

Les différences dues à l'évaporation observées d'une année à l'autre quant à l'interception ont influé sur la concentration et le flux des éléments dans les eaux d'égouttement et les eaux d'écoulement le long du fût. Si le pourcentage d'évaporation est élevé, il faut distinguer entre les concentrations dues à l'évaporation proprement dite et celles dues à des processus chimiques et biologiques. Les variations annuelles de l'interception étaient faibles dans le bassin du lac Laflamme (tableau 4). Par conséquent, les concentrations n'ont pas été normalisées ni pour les eaux d'égouttement ni pour les eaux d'écoulement le long du fût. Fahey et collab. (1988) ont conclu que l'évaporation dans le couvert forestier provoquait une augmentation de 27 % des matières solides dissoutes dans les eaux d'égouttement chez le pin taeda. D'après les estimations de Parker (1983), ce pourcentage est de 10 à 20 % dans les

eaux d'égouttement et de moins de 5 % dans les eaux d'écoulement le long du fût tant chez les conifères que chez les feuillus.

Les années les plus sèches (période d'échantillonnage de cinq mois) ont été 1982 et 1984, où l'on a respectivement relevé des chutes de pluie inférieures à la normale dans une proportion de 151 et de 196 mm; ces chiffres sont basés sur la moyenne de 15 ans pour la période s'étendant de juin à octobre (données provenant de la station météorologique de l'Université Laval). C'est en 1986 qu'on a enregistré les prépitations les plus abondantes (surplus: 41 mm). Les taux d'interception par le couvert forestier ont été respectivement de 24, 22 et 18 % en 1982, 1984 et 1986 (tableau 4). Il paraît que l'interception maximale survient pendant les années sèches et l'interception minimale pendant les années où les pluies sont abondantes. Les facteurs qui peuvent avoir provoqué les variations des valeurs d'évaporation d'une année à l'autre sont le type et l'intensité des précipitations et l'intervalle entre les événements (Johannes et collab., 1985). La surface des aiguilles joue également un rôle important.

Concentrations et flux ioniques

INCB, TF, SF, BR

Les concentrations pondérées en fonction du volume (μeq/L) des ions mesurés annuellement sont présentées en annexe (tableaux 11 à 13). Les concentrations moyennes de la période d'étude de sept ans font l'objet du tableau 6.

Les concentrations pondérées en fonction du volume des principaux ions, mesurées pendant la période d'étude de sept ans s'échelonnant de 1981 à 1987, ont été classées de la façon suivante pour les diverses strates analysées (les groupes de valeurs similaires sont entre crochets, » représente des concentrations beaucoup plus faibles, voir tableau 6):

INCB: SO_4^{2-} $H^+ >> [Ca > NH_4^+]$ $> NO_3^-$ $>> Na^+$ $> Cl^-$ $> [Mg^{2+} > K^+] >> Mn^{2+}$ $> H_2PO_4^-$

TF: SO_4^{2-} $H^+ > [Ca^{2+} > K^+] >> Mg^{2+}$ $>> Cl^-$ $> Na^+ > NH_4^+$ $> NO_3^- >> H_2PO_4^-$ $> Mn^{2+}$

SF: K^+ SO_4^{2-} $> Ca^{2+} >> H^+ > Mg^{2+}$ $>> Cl^- > H_2PO_4^-$ $> Mn^{2+} > Na^+ > NH_4^+$ $> NO_3^-$

BR: SO_4^{2-} Ca^{2+} $>> NO_3^-$ $>> Na^+ > Mg^{2+} > H^+$ $> Cl^-$ $> K^+ > Mn^{2+} > NH_4^+$ $> H_2PO_4^-$

OS: Ca^{2+} SO_4^{2-} $>> [Mg^{2+} > Na^+]$ $>> Cl^-$ $>> K^+ > NH_4^+$ $> NO_3^-$ $>> Mn^{2+} > H^+$ $>> H_2PO_4^-$

Le sulfate est l'anion dominant mesuré dans les solutions recueillies dans la forêt de sapins baumiers. Les valeurs de SO_4^{2-} représentaient respectivement 60, 48 et 32 % de la charge anionique totale des INCB, des eaux d'égouttement et des eaux d'écoulement le long du fût (tableau 6). On a tenu compte du déficit anionique dans le calcul de la charge anionique totale. Les valeurs de SO_4^{2-} relevées dans la solution du sol étaient équivalentes à celles mesurées dans les INCB, mais elles étaient moins importantes dans les échantillons prélevés dans le ruisseau de drainage. Pour les échantillons de la BR, on n'a pas tenu compte du déficit anionique dans les calculs, et on a présumé que les concentrations d'anions organiques et de HCO_3^- étaient négligeables. C'est dans les échantillons de BR qu'on a obtenu les rapports les plus élevés de NO_3^-:charge anionique totale. Les concentrations de phosphate et de Cl^-, représentant respectivement 4 et 6 % de la charge négative, étaient relativement uniformes dans tous les types d'échantillons.

Le rapport protons: charge cationique totale est passée de 50 % dans les INCB, à 30 % dans les eaux d'égouttement et à 14 % dans les eaux d'écoulement le long du fût. Les rapports pour NH_4^+ et Na^+ ont également diminués. Les charges de K^+, de Ca^{2+}, de Mg^{2+} et de Mn^{2+} ont augmenté progressivement depuis les INCB jusqu'aux eaux d'écoulement le long du fût en passant par les eaux d'égouttement. Dans la solution du sol et du ruisseau de drainage, ce sont le Ca^{2+} et le K^+ qui représentaient les plus forts pourcentages de la charge cationique totale.

Le sulfate et l'hydrogène conjugués représentaient respectivement 55, 39 et 22 % de la charge totale dans les INCB, les eaux d'égouttement et les eaux d'écoulement le long du fût. Le nitrate et le NH_4^+ correspondaient à 16 % de la charge dans les INCB, mais cette valeur est passée respectivement à 4 et 0,4 % dans les eaux d'égouttement et les eaux d'écoulement le long du fût. Le Ca^{2+} et le K^+ atteignaient respectivement jusqu'à 20, 48 et 72 % de la charge cationique dans les échantillons de INCB, d'eaux d'égouttement et d'eaux d'écoulement le long du fût. Bien que, dans ces strates, les pourcentages de H^+, de SO_4^{2-}, de NO_3^-, de NH_4^+ et de Na^+ **(Groupe 1)**, exprimés comme fraction de la charge totale, aient diminué depuis les INCB jusqu'aux eaux d'écoulement le long du fût en passant par les eaux d'égouttement (tableau 6), les pourcentages de K^+, de Ca^{2+}, de Mg^{2+}, de Mn^{2+} et de $H_2PO_4^-$ **(Groupe 2)** ont augmenté.

Parmi les éléments du groupe 1, les concentrations de SO_4^{2-} ont légèrement augmenté dans les eaux d'égouttement (facteur de 1,3) et les eaux d'écoulement le long du fût (facteur de 3,3). Dans le groupe 2, il y a eu augmentation des concentrations de tous les éléments dans les échantillons d'eaux d'égouttement et d'eaux d'écoulement le long du fût (facteurs de 12 (K^+), 2,6 (Ca^{2+}), 4,4 (Mg^{2+}), 4,4 (Mn^{2+}) et 9,5 ($H_2PO_4^-$) par rapport à celles des INCB; ces facteurs étaient respectivement de 82,9, 11,2, 14,3, 20,6 et 54,3 dans les eaux

d'écoulement le long du fût). Il y a également eu accroissement d'un facteur de 1,8 des concentrations de chlorure dans les eaux d'égouttement et de 4,3 dans les eaux d'écoulement le long du fût.

Dans les eaux d'égouttement, l'augmentation des cations s'est fait dans l'ordre décroissant suivant: $K^+ > Mg^{2+} > Mn^{2+} > Ca^{2+}$; dans les eaux d'écoulement le long du fût, l'ordre décroissant suivant a été observé: $K^+ > Mn^{2+} > Mg^{2+} > Ca^{2+}$. Pour ce qui est des anions, l'augmentation des concentrations s'est faite dans l'ordre décroissant suivant tant dans les eaux d'égouttement que dans les eaux d'écoulement le long du fût: $H_2PO_4^- > Cl^- > SO_4^{2-}$. Les concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ ont été absorbées par le couvert de la forêt de sapins baumiers au lac Laflamme. En moyenne, les eaux d'égouttement étaient aussi acides que les précipitations globales et moins acides que les eaux d'écoulement le long du fût. Selon l'année (tableau 11), l'acidité des eaux d'égouttement pouvait être supérieure ou inférieure à celle des INCB. La gamme des rapports acidité des eaux d'égouttement: acidité des INCB était de 0,7 à 1,3.

On a également observé une augmentation du déficit anionique (tableau 6) depuis les INCB jusqu'aux eaux d'écoulement le long du fût en passant par les eaux d'égouttement. Les échantillons de la solution du ruisseau de drainage présentaient également un déficit d'anions, mais aucun déficit anionique n'a été relevé dans la BR.

Sur une base annuelle (tableaux 11 à 13), l'ordre décroissant des augmentations de cations basiques solubles dans la BR était le suivant pendant la période d'étude de sept ans (tableau 6): $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$ (rapports 9:3:2:1). La seule exception a été observée en 1982, au moment où les concentrations de Mg^{2+} avaient tendance à être plus élevées que celles de Na^+. Dans le sol du lac Laflamme, l'augmentation des cations échangeables s'est effectuée dans l'ordre décroissant suivant: $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ (Boutin et Robitaille, 1987; on n'a pas mesuré les concentrations de Na échangeable).

Comme on l'avait prévu, la BR était moins acide que les solutions tombant sur le sol. Un déficit de cations de 20 μeq/L a été observé au cours de la période d'étude de sept ans (tableau 6). Le déficit cationique présenté au tableau 6 a été fortement influencé par les concentrations élevées de NO_3^- observées en 1981, 1982 et 1983 par rapport au total des cations relevé pendant ces années (tableau 13).

Au cours des sept ans d'étude, les dépôts moyens de protons (facteur de 1,3), de NH_4^+ (facteur de 2,6) et de NO_3^- (facteur de 3,2) étaient plus élevés dans les INCB que dans les eaux d'égouttement globales tombant sous le couvert forestier (tableau 7). Par ordre

décroissant d'importance, voici les dépôts dans les INCB et les flux dans les eaux d'égouttement (tableau 7):

INCB: $SO_4^{2-} >> NO_3^- > Ca^{2+} = NH_4^+ > Na^+ = Cl^- > K^+ > H^+ = H_2PO_4^- > Mg^{2+} > Mn^{2+}$ et

TF: $SO_4^{2-} >> K^+ > Ca^{2+} > H_2PO_4^- > NO_3^- = Cl^- > Na^+ > Mg^{2+} > NH_4^+ > Mn^{2+} > H^+$

Les dépôts d'ions les plus élevés étaient ceux du SO_4^{2-} (21 kg/ha/5 mois) et du NO_3^- (5 kg/ha/5 mois). Pendant la période de cinq mois, les dépôts de SO_4^{2-} et de NO_3^- représentaient environ 55 et 48 % des dépôts humides annuels totaux dans le bassin. De 1981 à 1986, on a observé un rapport SO_4:NO_3 de 2,7:1 dans les INCB, tandis que cette valeur était de 2,2:1 dans les dépôts humides (Papineau, 1987; Vet et collab., 1988). Le passage des précipitations à travers le couvert forestier s'est traduit par un accroissement du flux de tous les éléments, à l'exception du flux de protons, de Na^+, de NO_3^- et de NH_4^+ et a changé le classement par ordre de grandeur des éléments. Les concentrations de SO_4^{2-}, soit l'ion dominant dans les eaux d'égouttement, ont légèrement augmenté. Les flux de K^+ et de Ca^{2+}, les deux éléments les plus abondants après le SO_4^{2-}, ont augmenté respectivement de facteurs de 9 et de 2. Des augmentations similaires ont été observées ailleurs (Parker, 1983). Ce classement reflète la mobilité de ces éléments dans l'écosystème sol-plante et correspond aux résultats de Tukey (1970), Yawney (1978) et Yawney et collab. (1978).

Concentrations et flux dans le ruisseau de drainage

Les concentrations de Na^+, de Ca^{2+}, de Mg^{2+} et de SO_4^{2-} étaient plus élevées dans le ruisseau de drainage que dans les INCB (les facteurs calculés étaient respectivement de 4,9; 7,4; 13,4 et 1,6) et les eaux d'égouttement (facteurs de 4,3; 2,8; 3,1 et 1,2) (tableau 6). Les teneurs en K^+ étaient plus élevées dans le ruisseau de drainage que dans les INCB, mais plus faibles dans les eaux d'égouttement. Les concentrations de H^+, de NH_4^+, de NO_3^-, de $H_2PO_4^-$ et de Mn^{2+} étaient plus faibles dans le ruisseau de drainage que dans les INCB. Toutefois, le NO_3^- s'est comporté différemment en 1982; une concentration beaucoup plus élevée de nitrate a alors été relevée dans le ruisseau de drainage qu'au cours des autres années, phénomène qui semblait être corrélé avec la forte teneur en NO_3^- dans la BR (tableau 13). En supposant que le bassin était étanche, un simple bilan des entrées et des sorties a révélé que l'hydrogène et le NO_3^- ont tendance à s'accumuler dans le bassin s'il ne se produit aucune dénitrification ou perte d'azote gazeux. Au cours des sept années où l'étude s'est poursuivie pendant les saisons de croissance de cinq mois, on a calculé des taux d'accumulation approximatifs d'hydrogène et de NO_3^- qui atteignaient respectivement 2 kg/ha et 31 kg/ha (tableau 7). Les concentrations de SO_4^{2+} et de K^+ peuvent être retenues ou non d'une saison à l'autre. Les autres ions, à savoir Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} et Cl^-, ont invariablement été exportés du bassin à un rythme calculé respectivement à 11, 36, 9 et 2 kg/ha/5 mois durant les sept périodes annuelles de cinq mois (tableau 7).

ANALYSE

Concentrations et flux ioniques dans les TF et les SF

L'acidité des eaux d'égouttement dépend, dans une large mesure, de l'échange des ions hydrogène à la surface des feuilles ainsi que de l'acidité des INCB. En règle générale, le gain de cations basiques dans les eaux d'écoulement est supérieur à la quantité d'hydrogène en provenance des INCB (Miller, 1984). Abrahamsen (1980) a aussi observé que dans les forêts d'épinettes recevant des pluies artificielles de divers degrés d'acidité, les concentrations de cations dans les eaux d'égouttement augmentaient dans l'ordre décroissant suivant: $K^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+}$, et que l'apport de ces éléments augmentait proportionnellement à l'accroissement du pH des pluies artificielles. Il a aussi démontré que les teneurs en NH_4^+ et en NO_3^- étaient plus faibles dans les eaux d'égouttement que dans les pluies artificielles, indépendamment de l'acidité de celles-ci. Mahendrappa (1974) a signalé que chez les sapins baumiers, les concentrations des cations dans le SF augmentaient selon l'ordre décroissant suivant: $K^+ > Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > Fe^{2+}$. Selon Olson et collab. (1981), l'accroissement des teneurs en cations chez les sapins baumiers subalpestes s'effectuait dans l'ordre décroissant suivant: $K^+ > Mn^{2+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > H^+$. Dans leurs parcelles d'étude, l'ammonium était absorbé. Pour ce qui est des principaux anions, ils ont observé que les sapins baumiers accumulaient davantage de Cl^- que de SO_4^{2-} et davantage de SO_4^{2-} que de NO_3^-. Les concentrations de K^+, de Mn^{2+}, de Ca^{2+}, de Mg^{2+} et de H^+ dans les eaux d'écoulement le long du fût étaient plus élevées que celles mesurées dans les INCB (les facteurs étaient respectivement de 23; 5; 3,2; 2,8 et 1,2). De même, les anions étaient plus concentrés dans les eaux d'écoulement le long du fût que dans les INCB (facteurs de 3,4; 1,5 et 1,2). L'acidification des eaux d'égouttement était attribuable en partie à l'absorption du NH_4^+, au lavage des dépôts acides secs ou au lessivage des acides organiques provenant des plantes (Olson et collab., 1981). Chez les pins de Monterey, Will (1959) a relevé de fortes concentrations de K^+ et de $PO_4^=$ dans les eaux d'égouttement, un flux environ cinq fois plus élevé de K^+ et un flux environ trois fois plus élevé de $PO_4^=$. Les teneurs en Ca^{2+} et en Na^+ ont aussi augmenté. Les études de Paster et Bockheim (1984) révélaient que le couvert forestier absorbe l'azote. En général, sur le feuillage, K^+ et Ca^{2+} sont les cations les plus facilement lessivés (Tukey, 1980). À l'aide de radioisotopes, Tukey et collab. (1958) ont déterminé que les éléments sur les feuilles des plantes étaient lessivés selon l'ordre suivant: Na>Mn>>Ca,Mg,S,K>>Cl. Ces différences sont dues principalement aux types de plantes et à l'effet de l'eau sur leur feuillage.

Dans le bassin du lac Laflamme, l'enrichissement des eaux d'écoulement le long du fût était probablement dû à l'abondance des lichens croissant sur les troncs, car les lichens peuvent capter de fortes quantités de matières particulaires (Robitaille, 1977). L'absorption du NO_3^- et du NH_4^+ est peut-être liée au recyclage de l'azote inorganique par les lichens. Les tissus de l'écorce morte constituent peut-être aussi une importante source de Ca^{2+} dans

les eaux d'écoulement le long du fût (Carlisle et collab., 1967). En outre, l'augmentation des concentrations de K^+ et de $H_2PO_4^-$ peut aussi être associée aux lichens et à l'écorce morte. Le déficit anionique plus élevé dans les SF par rapport à celui des INCB pourrait être entraîné par des augmentations de la teneur en anions organiques (Carlisle et collab., 1966). Les concentrations des anions organiques n'ont pas été mesurées dans la présente étude. Cronan (1980 et 1984) s'est servi du déficit de la charge anionique pour estimer la teneur en anions organiques dans les eaux d'égouttement des forêts de conifères. Toutefois, les auteurs de la présente étude ont observé des pics d'anions organiques sur les chromatogrammes des flux anioniques dans ces trois strates. Le déficit anionique dans le ruisseau de drainage est peut-être dû à la présence de bicarbonate (Papineau, 1987).

L'absorption du NH_4^+ et du NO_3^- par le couvert forestier a également été observée dans d'autres forêts de conifères (Foster, 1974; Päivänen, 1974; Abrahamsen et collab., 1976; Verry et Timmons, 1977; Bringmark, 1980; Cronan et Reiners, 1983). Toutefois, Wells et collab. (1972) et Parker (1982) ont repéré une augmentation du flux de NH_4^+ et de NO_3^- dans les eaux d'égouttement chez les pins et les pins taedas, et Abrahamsen et Stuanes (1986) ont observé une diminution des concentrations de NH_4^+ et une augmentation de la teneur en NO_3^- chez *Pinus sylvestris*. Tous ces auteurs ont signalé des augmentations des concentrations de SO_4^{2-}, de K^+, de Ca^{2+}, de Mg^{2+}, de Na^+ et de Cl^-. D'après les observations effectuées pendant la présente étude, l'absorption du NO_3^- semble faire contrepoids à l'absorption du NH_4^+. L'absorption du NH_4^+ devrait normalement enrichir les eaux d'égouttement en protons, tandis que l'absorption du NO_3^- devrait consommer un ion H^+. Cela constituerait l'un des processus possibles du couvert qui influent sur le flux de protons dans cette forêt de sapins baumiers (tableau 6).

Solution du sol

Dans le bassin du lac Laflamme, la présence dominante de feldspaths comme l'albite et l'anorthite (alluminosilicates de sodium et de calcium), qui sont plus précisément des feldspaths plagioclases, (Azzaria et collab., 1982) explique peut-être le classement par ordre d'importance des cations basiques solubles dans la BR. L'altération de ces aluminosilicates s'effectue dans l'ordre décroissant suivant: $Ca^{2+} > Na^+ > K^+$ (Bohn et collab., 1985), de sorte que les concentrations de ces cations basiques dans la BR devraient se classer de façon identique. Dans le bassin du lac Laflamme, le rapport Ca:Na:K dans la BR était de 9:3:1.

Le déficit cationique dans la BR peut être considéré en rapport avec la charge d'ions d'aluminium dans la BR et avec les amines organiques protonés. Rutherford et collab. (1985) ont observé un déficit cationique de 20 % dans les BR faisant l'objet d'essais de simulation de précipitations acides sur des sols prélevés dans le bassin du lac Laflamme. Au cours d'une expérience connexe (Boutin et Robitaille, 1989), les auteurs de la présente étude ont signalé

que le déficit cationique mesuré par Rutherford et collab. peut être considéré en rapport avec des espèces organiques positives. Au cours des essais réalisés par ces derniers, la charge cationique englobait l'aluminium. Au fur et à mesure que les concentrations de NO_3^- et de SO_4^{2-} ont diminué (tableaux 13 et 16) dans la BR, on a observé un équilibre de la charge. En 1986 et 1987, on a observé respectivement des différences de charge de 5 et de 4 μeq/L. Dans les sols non salins en phase aqueuse, les concentrations d'anions sont habituellement inférieures aux concentrations de cations et, dans la BR, la charge anionique est habituellement équivalente à la charge cationique (Bohn et collab., 1985).

Comme on l'avait prévu, les mobilités du Cl^- et du NO_3^- étaient similaires dans la solution du sol. Le sulfate et le $H_2PO_4^-$ étaient moins mobiles. Pendant la période d'étude de sept ans, les concentrations de Cl^- et de NO_3^- dans la solution du sol étaient bien corrélées (R^2 = 89 %) comparativement aux concentrations de SO_4^{2-} et de Cl^- (R^2 = 25 %) et à celles de $H_2PO_4^-$ et de Cl^- (R^2 = 7 %). Pendant les saisons d'étude de la majorité des années, une corrélation significative a été établie entre les concentrations de Cl^- et de NO_3^-. Comme en témoignent les analyses des "courbes des résultats" (Bohn et collab., 1985), le chlorure a servi d'indicateur de la mobilité du NO_3^- dans les sols, car le Cl^- n'est pas soumis à des réactions biologiques comme le NO_3^-. La mobilité des anions se présentait dans l'ordre décroissant suivant: NO_3^-> SO_4^{2-}> $H_2PO_4^-$, comme indiquait la documentation (Bohn et collab., 1985).

Un échange de protons contre des cations dans le complexe d'échange du sol en présence d'un anion mobile peut provoquer le lessivage du calcium, du magnésium et d'autres cations. En général, ces cations mobiles sont dans l'ordre croissant de mobilité suivant : HCO_3^-, HPO_4^-, $H_2PO_4^-$, SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^- (Cook, 1983). En ce qui a trait à l'acidité de la BR (pH de 4,8, tableau 6), la fraction molaire de HCO_3^- et de HPO_4^- influe très peu sur le lessivage des cations (Lindsay, 1979). Dans le bassin du lac Laflamme, les porteurs possibles de cations dans la BR étaient: SO_4^{2-}, NO_3^- et Cl^- (tableau 6). Bien que le NO_3^- et le Cl^- soient extrêmement mobiles, d'après les données recueillies, le SO_4^{2-} était le principal anion porteur, sauf en 1982, année au cours de laquelle les concentrations de NO_3^- étaient élevées dans la solution du sol (177 μeq/L). En outre, en 1982, le chlorure a peut-être plus fortement contribué au lessivage cationique. Un rapport de SO_4:NO_3:Cl::11:3:1 mesuré dans la solution du sol (sauf en 1982) appuie cette hypothèse (tableau 6). D'après les résultats des essais de lessivage en laboratoire (Boutin et Robitaille, 1989) avec de l'acide sulfurique sur un podzol provenant du bassin du lac Laflamme, il ressort que le SO_4^{2-} constituait le principal anion porteur des cations d'importance en l'absence de nitrification intense (s'il y avait une forte nitrification, le NO_3^- constituerait le principal porteur).

Les concentrations maximales et minimales de SO_4^{2-} dans la solution du sol correspondaient aux valeurs maximales et minimales de SO_4^{2-} dans les INCB, révélant que les

concentrations de SO_4^{2-} dans la solution du sol sont peut-être d'origine atmosphérique. D'après Cronan et collab. (1978) et Richter et collab. (1983), le SO_4^{2-} provenant des dépôts atmosphériques constituait le principal anion mobile dans les BR échantillonnées, dans leurs parcelles d'étude, qui étaient situées au New Hampshire et au Tennessee.

En 1982, le NO_3^- était probablement le principal anion porteur. Une minéralisation accrue dans la couverture morte était peut-être à l'origine de l'augmentation des concentrations de NO_3^- dans la solution du sol et du rôle plus important joué par le NO_3^- comme anion porteur. Vitousek et collab. (1982) ont relevé de fortes concentrations de NO_3^- (supérieures à 100 µeq/L) dans les solutions du sol d'une forêt perturbée par des coupes et le creusage de tranchées. Les concentrations de nitrate et le flux de NO_3^- dans la solution du sol ont atteint des valeurs de pointe en 1982 (ces valeurs étaient respectivement de 177 µeq/L et de 30 kg/ha/5 mois) et ont progressivement diminué pour se retrouver respectivement à 6 µeq/L et à 1 kg/ha/5 mois en 1987 (tableaux 14 et 16). Le pic de NO_3^- observé en 1982 correspond aux valeurs minimales de NH_4^+ (tableaux 12 et 15) pendant la période d'étude de sept ans. L'azote est habituellement lessivé des sols quand il y a rétention de NO_3^- et de NH_4^+ due à un échange cationique. Une minéralisation accrue, un apport plus important de matières organiques dû à la défoliation entraînée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette et la mortalité des racines qu'elle cause ainsi que l'augmentation des températures de la couverture morte provoquée par l'ouverture du couvert forestier ont peut-être contribué à l'augmentation des concentrations et du flux de NO_3^- dans la BR en 1982.

Transformations des précipitations globales incidentes dans le couvert forestier

Une analyse comparative de la chimie des INCB et des eaux d'égouttement totales peuvent permettre de comprendre comment le couvert transforme la matrice chimique des précipitations globales dans le couvert forestier (tableau 8). Six types de transformation ont été observés (Cronan, 1984):

1) Lessivage ou lavage des sels neutres, processus n'entraînant aucun changement net des équivalents de protons dans les eaux d'égouttement globales;
2) Lavage ou lessivage des acides organiques ou minérales dans le couvert forestier, d'où une augmentation possible des équivalents protoniques;
3) Absorption du NH_4^+ et libération de protons, d'où une augmentation possible des protons;
4) Échange ionique éliminant la charge protonique des INCB, se traduisant par une diminution des équivalents protoniques et une augmentation des cations;
5) Lessivage ou lavage de l'alcalinité organique ou bicarbonatée dans le couvert forestier, entraînant une diminution de la charge protonique; et

6) Absorption du NO_3^- et libération d'hydroxyle ou de bicarbonate dans le couvert forestier, provoquant également une diminution de la charge protonique.

On pourrait proposer divers types de transformation de ce genre à partir des résultats de la présente étude, compte tenu de l'accroissement considérable des concentrations de cations et des pertes de NO_3^- et de NH_4^+ dans les eaux d'égouttement de la forêt de sapins baumiers.

Au cours de la période d'étude de sept ans (en excluant 1983), on a observé une réduction moyenne du flux protonique de 41 eq/ha dans les TF+SF (tableau 8) par rapport aux valeurs relevées dans les INCB, quoique que le pH n'ait pas changé (tableau 7). Le couvert forestier a un bon pouvoir tampon sur les précipitations. On a également observé que les réductions de NO_3^- et de NH_4^+ dans les solutions de TF+SF étaient presque identiques (se chiffrant respectivement à 47 eq/ha et 49 eq/ha). En conséquence, toute importation des ions H^+ et OH^- par absorption de ces ions était neutralisée. L'importante augmentation des cations basiques dans le TF+SF n'était pas accompagnée d'un accroissement équivalent des anions inorganiques (tableau 8). Le gain de cations basiques était principalement dû à la présence de K^+ et de Ca^{2+}. Ces cations représentaient respectivement 48 et 33 % de la charge cationique totale. Bien qu'il n'y ait eu qu'une légère augmentation de la charge anionique totale (22 eq/ha, tableau 8), ce sont surtout les concentrations de SO_4^{2-} qui ont augmenté. On a repéré un important déficit anionique, qui peut être considéré en rapport avec la présence d'anions organiques (Cronan, 1984). Étant donné qu'aucune modification importante n'a été observée quant au pH des INCB et des TF+SF, on suppose que le contact des précipitations avec le couvert a provoqué le lessivage des sels neutres organiques et inorganiques. D'après Cronan (1984), l'enrichissement ionique marqué sous forme de cations dans les eaux d'égouttement tant chez les feuillus que chez les sapins baumiers aurait aussi été causé par le lessivage et le lavage des sels neutres. C'était probablement le SO_4^{2-} combiné à des anions organiques qui portait le K^+ et le Ca^{2+} (ainsi que le Mg^{2+}) (Cronan et Reiners, 1983). L'on présume qu'il y a eu lessivage et lavage des sels neutres compte tenu de l'augmentation observée des concentrations de SO_4^{2-} et de cations dans les eaux d'égouttement (tableau 6). On estime que l'apport de SO_4^{2-} provenait principalement des dépôts humides, car les dépôts secs étaient faibles dans ce site (Barrie et Sirois, 1986). L'absorption d'azote inorganique par les lichens croissant sur les branches des arbres du couvert et sur le tronc des sapins baumiers est peut-être la cause des faibles valeurs de NH_4^+ et de NO_3^- dans les eaux d'égouttement. L'azote organique constitue peut-être un important exsudat des lichens (Cronan, 1984). L'absorption du NH_4^+ et du NO_3^- et la libération ultérieure de protons et d'hydroxyles semblent stables d'une année à l'autre, mais ne constituent pas nécessairement la transformation dominante dans le couvert forestier.

Les fortes concentrations de SO_4^{2-} dans les INCB sont associées aux précipitations à faible pH. On pourrait donc prévoir que comparativement à des précipitations moins acides présentant de faibles concentrations de SO_4^{2-}, ce type de précipitations produirait un lessivage accru des éléments nutritifs dans le couvert et, par conséquent, une diminution des réserves de ces éléments dans les aiguilles.

Potentiel en chaux des solutions

Les relations à l'équilibre entre les cations solubles et échangeables ont été exprimées par des équations comme le rapport sodium-absorption (SAR) dans les sols salins (SAR = pNa - ½p[(Ca+Mg)/2]), où Na, Ca et Mg représentent les concentrations des cations solubles (Schofield, 1947). Ces relations ont été obtenues au cours d'essais en laboratoire de lessivage de sols avec des solutions de sels jusqu'à atteindre l'équilibre. Le concept du potentiel en chaux (LP = pH - ½p(Ca)) est similaire (Schofield et Taylor, 1955); dans cette relation, pCa représente le logarithme négatif de l'activité du calcium. On peut étendre cette relation afin de tenir compte du magnésium; l'équation serait alors la suivante : LP = pH - ½p(Ca+Mg), formule exprimant le rapport de l'équilibre entre les protons en solution et les cations calcium et magnésium.

Cette relation, normalement appliquée aux sols et aux solutions de sol, pourrait peut-être également servir dans le cas de solutions en contact avec d'autres strates de la forêt, comme les couverts forestiers, les troncs d'arbres et les ruisseaux (Reuss et Johnson, 1986). Une comparaison du potentiel en chaux (LP) de la solution qui pénètre ou qui quitte toute strate, permet de déterminer s'il peut se produire une augmentation ou une diminution de l'acidité de la strate en question. Un rapport peut être établi entre les changements possibles du degré d'acidité et les diminutions et augmentations correspondantes de cations bivalents comme le Ca^{2+} et le Mg^{2+}. Si le LP des INCB est inférieur à celui des TF, il devrait y avoir acidification possible du couvert, provoquant ultérieurement la libération de cations (Reuss et Johnson, 1986). Cela signifie aussi qu'en raison de l'intensification de l'activité du Ca^{2+} et du Mg^{2+} (par rapport à H^+) dans les précipitations au cours de leur passage à travers le couvert, les eaux d'égouttement pénétrant dans la solution du sol devraient avoir un pouvoir acidifiant moins intense que celui des INCB sur le sol. Si le LP des TF était inférieur à celui des INCB, le pouvoir acidifiant des eaux d'égouttement devrait être plus élevé. Cette relation repose sur l'hypothèse selon laquelle les dépôts secs doivent être faibles. Dans la présente étude, on a estimé que dans le bassin du lac Laflamme, environ 13 % des concentrations de SO_4^{2-} étaient des dépôts secs. Ce calcul se fond sur la différence entre les dépôts dus aux INCB et les dépôts provenant des eaux d'égouttement (valeurs données au tableau 7). Barrie et Sirois (1986) ont estimé que, de 1979 à 1982, les taux de dépôts secs dans le bassin du lac Laflamme étaient relativement faibles, correspondant respectivement à 14 % du SO_4^{2-} et à 16 % du NO_3^- déposés par voie humide (moyennes de quatre ans).

Comme l'indique le tableau 9, le potentiel en chaux des INCB était invariablement inférieur à celui des eaux d'égouttement, ce qui laisse supposer que le couvert perd des cations comme le Ca^{2+}, le Mg^{2+} et le K^{+}. Cette hypothèse semble être confirmée par les concentrations plus élevées de ces cations dans les eaux d'égouttement (tableaux 6 et 12) et le flux accru de calcium et de magnésium (tableaux 7 et 15) ainsi que par la diminution des protons dans les eaux d'égouttement (tableaux 6 et 11) due au lessivage des sels neutres (tableau 9). Voici les rapports établis à partir des valeurs du tableau 9:

$$LP(INCB) < LP(TF) < LP(BR) < LP(OS)$$

Si l'on suit le même raisonnement fait pour le potentiel en chaux des INCB et des eaux d'égouttement, il apparaît que chaque strate a le potentiel d'acidifier la strate adjacente et qu'un front de cations bivalents de Ca^{2+} et de Mg^{2+} se déplacent dans la forêt de sapins baumiers du bassin du lac Laflamme. Ce front était accompagné d'une diminution de l'acidité.

Le calcul du potentiel en chaux (tableau 9) peut servir d'indicateur de la sensibilité d'un écosystème forestier aux dépôts acides. D'après les résultats de l'étude, il était manifeste que les précipitations avaient le pouvoir d'acidifier le couvert forestier et le sol du bassin. En moyenne, les précipitations plus acides de 1984 avaient un pouvoir d'acidification du couvert forestier et des sols plus élevé (15 % pour le couvert forestier et 17 % pour les sols) que les précipitations moins acides de 1986. Pendant ces années, les pH moyens des INCB étaient respectivement de 4,3 et de 4,6. Par conséquent, des changements peu importants du pH des INCB auraient tendance à accroître le pouvoir acidifiant de celles-ci sur l'écosystème forestier à l'étude.

Production réelle de protons

La production réelle de protons dans l'écosystème forestier a été calculée à l'aide de la relation suivante:

$$(H^{+}imp. - H^{+}exp.) + (NH_4^{+}imp. - NH_4^{+}exp.) - (NO_3^{-}imp. - NO_3^{-}exp.) - (SO_4^{2-}imp. - SO_4^{2-}exp.) > 0$$

(tableau 10) (De Vries et Breeuwsma, 1987). L'importation (imp.) correspondait à la valeur en kmol/ha/5 mois (calculée à partir des valeurs des tableaux 15 et 17) des INCB (précipitations globales incidentes), et l'exportation (exp.), à la valeur de BR (solution du sol sous la zone racinaire) dans le bassin du lac Laflamme. Les valeurs supérieures à zéro traduisent une production réelle de protons dans la zone boisée du bassin entraînée par l'importation de protons ou des transformations de l'azote et du soufre et/ou une possibilité

d'acidification du sol (De Vries et Breeuwsma, 1987; Bérden et collab., 1987) dû aux dépôts de protons, de NO_3^- et de SO_4^{2-}. L'absorption par les plantes du NH_4^+ et du NO_3^- provenant des INCB et la minéralisation et la nitrification du sol entraînant ultérieurement le lessivage du NO_3^- sont deux phénomènes à l'origine des flux de protons dans l'écosystème forestier. L'absorption du NH_4^+ entraînait une libération équivalente de protons et l'absorption du NO_3^-, une libération équivalente de bicarbonate ou de OH. Ces libérations peuvent se produire au niveau du couvert proprement dit ou à l'interface racine-sol. La nitrification et le lessivage du NO_3^- se traduisent par la production de deux protons. Étant donné que l'azote minéralisé provenant de la matière organique qui est absorbé se déplace d'une réserve d'azote organique vers une autre (flux internes d'azote), les flux de protons provenant de l'azote organique s'annulent l'un l'autre. Chaque équivalent de SO_4^{2-} désorbé (ou passant en solution à partir d'hydroxysulfate d'aluminium dissous) produit un proton en solution (De Vries et Breeuwsma, 1987), favorisant ainsi l'acidification du sol.

Le tableau 10 montre que la production réelle de protons était variable d'une année à l'autre. Les productions les plus élevées ont été de 0,70 kmol H/ha en 1982 et de 0,51 kmol H/ha en 1985. La principale source de production protonique varie également d'une année à l'autre. En 1981, l'apport en H^+ de l'atmosphère était important mais l'importation de NO_3^- ou de SO_4^{2-} était nulle. En 1982, la forte production de protons ne semblait pas être liée aux apports importants de H^+ ou de NH_4^+ de l'atmosphère, mais semblait plutôt être associée à un très important apport de NO_3^- provenant du sol, dû probablement à une minéralisation et à une nitrification intenses. Les concentrations de SO_4^{2-} du sol n'ont que faiblement contribué à la production réelle de protons. En 1983, le gain de NO_3^- provenant du sol et l'importation de H^+ de l'atmosphère se sont traduits par une production effective de protons de 0,23 kmol/ha. De 1984 à 1987, l'apport de NO_3^- du sol a été nul et ce sont les transformations des apports de H^+ et de NH_4^+ de l'atmosphère qui semblaient revêtir le plus d'importance. Ce phénomène était particulièrement apparent en 1985, car la transformation des concentrations de soufre du sol a très peu contribué à la production de protons. En 1982, la production réelle élevée était peut-être due aux effets conjugués de la défoliation des épinettes par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (40 à 50 %) et d'un été relativement sec et chaud dans le bassin du lac Laflamme (précipitations de 150,7 mm de moins que la moyenne antérieure établie sur quinze ans pour la période de juin à octobre), facteurs entraînant un accroissement de l'ensoleillement et de débris sur la couverture morte, d'où une intensification de la minéralisation et de la nitrification.

Par définition, les écosystèmes boréaux du type décrit dans ce document sont sensibles aux précipitations acides. Bien que les effets comme le lessivage des éléments nutritifs du couvert forestier, la neutralisation des précipitations incidentes par celui-ci et le lessivage des éléments nutritifs du sol puissent sembler négligeables par rapport au lessivage possible

des éléments nutritifs dans des écosystèmes à caractère basophile, les répercussions globales demeurent importantes. Cela arrive parce que les écosystèmes boréaux sont pauvres en éléments nutritifs et toute perte supplémentaire due au lessivage entrave rapidement la croissance des arbres. Par exemple, les forêts de feuillus croissant sur des brunisols pourraient subir des pertes plus importantes d'éléments nutritifs sans que leur développement ne soit entravé, car l'altération du sol renouvellerait rapidement les réserves.

Comme dans le cas de nombreux écosystèmes forestiers, on ne peut pas décrire adéquatement la sensibilité de la forêt à l'étude aux précipitations acides sans tenir compte des événements ou phénomènes biologiques et climatiques exceptionnels qui peuvent se produire pendant une saison de croissance. La présente étude a révélé que l'acification du sol, dont témoigne la production réelle de protons (tableau 10), était étroitement liée à l'apport de H^+ dans toutes les années d'observation. Toutefois, les pics d'acidification (tableau 10: 1982 et 1983) qui ont été associés aux augmentations soudaines de la biomasse et de l'ensoleillement au sol, entraînant une intensification de la minéralisation et de la nitrification et la production de NO_3^-, ont également joué un rôle important. Les effets d'un pic d'acidification peuvent se prolonger au cours de l'année ultérieure. Les effets cumulés des pics d'acidification similaires et des apports actuels de précipitations acides constituent peut-être l'un des éléments moteurs de l'acidification du sol et de la mobilisation de l'aluminium observées dans certaines régions de l'Allemagne (Ulrich, 1983).

CONCLUSION

Cette étude portant sur les apports et les transferts des principaux ions dans les TF, les SF, la BR et l'OS d'une forêt de sapins baumiers située de la région boréale a permis d'effectuer diverses observations de base intéressantes:

1. Le couvert forestier retenait de 15 à 28 % des précipitations incidentes indépendamment de leur volume;

2. Les concentrations des ions majeurs étaient invariablement plus élevées dans les eaux d'égouttement et les eaux d'écoulement le long du fût que dans les INCB;

3. Les concentrations de K^+, de Ca^{2+}, de Mg^{2+} et de Mn^{2+} ont respectivement augmenté dans les eaux d'égouttement et d'écoulement le long du fût par rapport à celles des INCB dans l'ordre décroissant suivant: $K^+ > Mg^{2+} = Mn^{2+} > Ca^{2+}$ et $K^+ > Mn^{2+} > Mg^{2+} > Ca^{2+}$ (facteurs de 12, 4,4, 4,4 et 2,6 dans les eaux d'égouttement et de 82,9, 20,6, 14,3 et 11,2 dans les eaux d'écoulement le long du fût);

4. Les concentrations de SO_4^{2-}, de $H_2PO_4^-$ et de Cl^- ont respectivement augmenté dans les eaux d'égouttement et les eaux d'écoulement le long du fût dans l'ordre décroissant suivant: $H_2PO_4^- > Cl^- > SO_4^{2-}$ (facteurs de 9,5, 1,8 et 1,4 dans les eaux d'égouttement et de 54,2, 4,3 et 3,3 dans des eaux d'écoulement le long du fût);

5. Les protons, le NH_4^+ et le NO_3^- ont été absorbés par le couvert forestier et un accroissement du déficit anionique a été observé dans l'ordre croissant suivant : INCB< TF< SF. Le déficit anionique était probablement fonction de l'augmentation des anions organiques;

6. Les eaux d'égouttement étaient moins acides que les eaux d'écoulement le long du fût;

7. Dans la BR, les concentrations de cations basiques solubles se présentaient dans l'ordre décroissant suivant: $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+ > NH_4^+$;

8. En tenant compte des valeurs recueillies au cours de l'ensemble des sept années d'étude, on observe un déficit cationique dans la BR, causé par de fortes concentrations de NO_3^- dans celle-ci en 1982 ou par la présence d'espèces organiques protonées. La présence de Al, qui ne fait pas l'objet de ce document, accroît ce déficit;

9. Le sulfate constituait le principal ion dans la BR, sauf en 1982, lorsque l'on a relevé de fortes concentrations de NO_3^-;

10. Le pic de NO_3^- observé dans la BR en 1982 était peut-être dû à une intensification de la minéralisation provoquée par l'accroissement de la biomasse s'accumulant sur la couverture morte, ainsi qu'à une mortalité présumée des racines et à une augmentation du degré d'ensoleillement pénétrant sur la couverture morte en raison d'une infestation par la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En 1982, l'apport de NO_3^- provenant de l'atmosphère était faible. Cette même année, la production possible de protons a atteint son maximum, et la BR avait tendance à être plus acide;

11. Au cours des sept années, les taux moyens d'importation de protons et de NO_3^- dans le bassin étaient respectivement de 0,22 et de 4,4 kg/ha/5 mois. Les taux d'exportation de calcium, de SO_4^{2-}, de Na^+, de Mg^{2+}, de Cl^- et de K^+ étaient respectivement de 5,1, 2,0, 1,6, 1,3, 0,3 et 0,04 kg/ha/5 mois;

12. La principale transformation due au couvert forestier était le lessivage des cations par les sels neutres;

13. Le calcul du potentiel en chaux a révélé qu'un front de calcium-magnésium se déplace dans la forêt de sapins baumiers, ce qui renforce l'observation présentée au numéro 12.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Lawrence Beaulieu et Pascal Aubé, cadres techniques, Maxim Brault, statisticien, et Alain LePage, chimiste, pour l'aide qu'ils leur ont apportée.

OUVRAGES CONSULTÉS

Abrahamsen, G. 1980. Impact of atmospheric sulphur deposition on forest ecosystems. Pages 397-415 *in* D.S. Shriner, C.R. Richmond, and S.E. Lindberg, eds. Atmospheric Sulfur Deposition Environmental Impacts and Health Effects. Ann Arbor Sci. Pub. Ann Arbor, MI, USA.

Abrahamsen, G.; Bjor, K.; Horntvedt, R.; Tveite, B. 1976. Effects of acid precipitation on coniferous forest. Pages 36-63 *in* F.H. Braekke, ed. Impact of Acid Precipitation on Forest Ecosystems in Norway. SNSF Project Report 6/76. Oslo, Norway.

Abrahamsen, G.; Stuanes, A.O. 1986. Lysimeter study of effects of acid deposition on properties and leaching of gleyed dystric brunisolic soil in Norway. Water Air Soil Pollut. 31:865-878.

Azzaria, L.M.; Gélinas, P.J.; Robitaille, R.; Wilhelmy, J.F. 1982. Étude géologique et hydrogéologique du lac Laflamme, Parc des Laurentides, Québec. Environ. Can., Région du Québec, Dir. gén. des eaux intérieures. Sainte-Foy (Qué.) 95 p.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Fellin, P.; Anlauf, K. 1982. Result of the Canadian Air and Precipitation monitoring Network APN: July 1980 to December 1981. Environ. Can., Atmos. Environ. Serv., Rep. AQRB-82-009-T.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K. 1984. Result of the Canadian Air and Precipitation monitoring Network APN: 1982. Environ. Can., Atmos. Environ. Serv., Rep. AQRB-84-005-T.

Barrie, L.A.; Sirois, A. 1986. Wet and dry deposition of sulphates and nitrates in eastern Canada: 1979-1982. Water Air Soil Pollut. 30:303-310.

Barry, R.; Plamondon, A.P.; Stein, J. 1988. Hydrological soil properties and application of a soil moisture model in a balsam fir forest. Can. J. For. Res. 18:427-434.

Bérden, M.; Nilsson, S.I.; Rosén, K.; Tyler, G. 1987. Soil acidification-extent, causes and consequences. National Swedish Env. Protection Board. Stockholm, Sweden. Rep. 3292. pp. 29-32.

Bohn, H.L.; McNeal, B.L.; O'Connor, G.E. 1985. Soil Chemistry. 2nd ed. John Wiley and Sons Publisher. New York, NY. 341pp.

Boutin, R.; Robitaille, G. 1987. Effects of endogenous and exogenous sources of acidification on the chemical properties of a podzol. Pages 429-436 *in* R. Perry, R.M. Harrison, J.N.B. Bell, and J.N. Lester, eds. Acid Rain: Scientific and Technical Advances. Selper Ltd. London, England.

Boutin, R.; Robitaille, G. 1989. Effets de l'acidification *in vitro* d'un podzol sur la chimie des percolats et des horizons. Forêts Canada, Région du Québec, Sainte-Foy, Québec. Rapp. inf. LAU-X-91.

Bouyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54:464-465.

Bringmark, L. 1980. Ion leaching through a podzol in a Scots Pine stand. *In* T. Persson, ed. Structure and Function of Northern Coniferous Forests: An Ecosystem Study. Ecol. Bull. (Stockholm) 32:341-361.

Carlisle, A.; Brown, A.H.F.; White, E.J. 1966. The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (*Quercus petraea*) canopy. J. Ecol. 54:87-98.

Carlisle, A.; Brown, A.H.F.; White, E.J. 1967. The nutrient content of tree stemflow and ground flora and leachates in a sessile oak (*Quercus petraea*) woodland. J. Ecol. 55:615-627

Chapman, H.D. 1965. Cation-exchange capacity. *In* C.A. Black, ed. Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy 9:891-901.

Cook, R.B. 1983. The impact of acid deposition on the cycles of C, N, P, and S. Pages 345-364 *in* B. Bolin, R.B. Cook, eds. The Major Biogeochemical Cycles and their Interactions. Scope 21. John Wiley and Sons. Chichester, UK.

Cronan, C.S. 1980. Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: A biogeochemical analysis. Oikos 34:272-281.

Cronan, C.S. 1984. Biogeochemical responses of forest canopies to acid precipitation. Pages 65-79 *in* R.A. Linthurst, ed. Direct and Indirect Effects of Acid Deposition on Vegetation. Acid Precipitation Series, Vol. 5 (J.I. Teasley Series Ed.).

Cronan, C.S.; Reiners, W.A. 1983. Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. Oecologia 59:216-223.

Cronan, C.S.; Reiners, W.A.; Reynolds, R.C.; Lang, G.E. 1978. Forest floor leaching: contribution from mineral, organic and carbonic acids in New Hampshire sub-alpine forests. Science 200:309-311.

De Vries, W.; Breeuwsma, A. 1987. The relation between soil acidification and element cycling. Water Air Soil Pollut. 35:293-310.

Duchelle, S.F.; Skelly, J.M.; Sharich, T.L; Chevone, B.I.; Yang, Y.S.; Nellssen, J.E. 1983. Effects of ozone on the production of natural vegetation in a high meadow of the Shenandoah National Park of Virginia. J. Environ. Manage. 17:299-308.

Eaton, J.S.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61:495-508.

Fahey, T.T.; Yavitt, J.B.; Joyce, G. 1988. Precipitation and throughfall chemistry in *Pinus contorta* sp. *latifolia* ecosystems, southeastern Wyoming. Can. J. For. Res. 18:337-345.

Feller, M.C. 1977. Nutrient movement through a western hemlock-western red cedar ecosystem in southwestern British Columbia. Ecology 58:1269-1283.

Foster, N.W. 1974. Annual macro-element transfer from *Pinus banksiana* Lamb. forest soil. Can. J. For. Res. 4:470-476.

Foster, N.W.; Morrison, I.K.; Nicolson, J.A. 1986. Acid deposition and ion leaching from a podzolic soil under hardwood forest. Water Air Soil Pollut. 31:879-889.

Fritts, H.C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press, New York, NY. 567 p.

Heagle, A.S; Body D.E.; Heck, W.W. 1973. An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. J. Environ. Qual. 2:365-368.

Hoffman, W.A., Jr; Lindberg, S.E.; Turner, R.R. 1980. Precipitation acidity: the role of the forest canopy in acid exchange. J. Environ. Qual. 9:95-100.

Johannes, A.H.; Chen, Y.L.; Dackson, K.; Suleski, T. 1985. Modeling of throughfall chemistry and indirect measurement of dry deposition. Water Air Soil Pollut. 30:211-216.

Johnson, D.W.; Richter, D.D. 1984. Effects of atmospheric deposition on forest nutrient cycles. Tappi J. 67:82-85.

Khanna, P.K.; Ulrich, B. 1981. Changes in the chemistry of throughfall under stands of beech and spruce following the addition of fertilizers. Acta Oecol. Oecol. Plant. 2:155-164.

Last, F.T. 1984. Direct effects of air pollutants singly and in mixtures on plants and plant assemblages. Pages 105-126 *In* H. Ott, and H. Stangl, eds. Proc. Karlsruhe Symp. on Acid Deposition: A Challenge for Europe. Preliminary edition. Commission of European Comm. Karlsruhe, Germany.

Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1974. Acid rain: A serious regional environmental problem. Science. 184:1176-1179.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1977. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York, NY.

Lindsay, W.L. 1979. Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sons. New York, NY.

Mahendrappa, M.K. 1974. Chemical composition of stemflow from some eastern Canadian tree species. Can. J. For. Res. 4:1-7.

Manion., P.D. 1981. Tree disease concept. Prentice-Hall Inc. Inglewood Cliffs, NJ. 399 p.

Martel, J.P. 1983. Caractéristiques physiques et hydrologiques et bilan hydrique de la matière organique d'une sapinière laurentienne au Lac Laflamme, Forêt Montmorency. Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec (Qué.).

Miller, H.G. 1984. Deposition-plant-soil-interactions. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 305:339-352.

Morrison, I.K. 1984. Acid Rain: A review of the literature on acid deposition effects in forest ecosystems. For. Abstr. 45:483-506.

Olson, R.K.; Reiners, W.A.; Cronan, C.S.; Lang, G.E. 1981. The chemistry and flux of stemflow in subalpine balsam fir forests. Holarct. Ecol. 4:291-300.

Päivänen, J. 1974. Nutrient removal from Scots Pine on drained peatland by rain. Acta For. Fenn. 61:5-19.

Papineau, M. 1983. Le bassin du lac Laflamme: caratérisation physico-chimique du lac et établissement du bilan ionique en relation avec le transport à grande distance des polluants atmosphériques. Environ. Can. Région du Québec. Dir. Gén. des eaux intérieures. Sainte-Foy (Qué.). 95 p.

Papineau, M. 1984. Composition chimique et bilan ionique du lac Laflamme (Forêt Montmorency, Québec). Environ. Can. Région du Québec. Dir. Gén. des eaux intérieures. Sainte-Foy (Qué.) 90 p.

Papineau, M. 1985. Rapport sur le bilan ionique du lac Laflamme (Forêt Montmorency) en 1984. Environ. Can., Région du Québec. Dir. Gén. des eaux intérieures. Sainte-Foy (Qué.)

Papineau, M. 1987. Effects of acid precipitation on a boreal forest ecosystem: Ion budget and changes in water chemistry for the Laflamme Lake watershed. Environ. Can. Région du Québec. Dir. Gén. des eaux intérieures. Sainte-Foy (Qué.). 108 p.

Parker, G.G. 1982. Quality, variability and sources of summertime throughfall in two Virginia Piedmont forests. Thesis. University of Virginia, Charlottesville, VA.

Parker, G.G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Advances in Ecol. Res. 13:57-133.

Paster, J.; Bockheim, J.G. 1984. Distribution and cycling of nutrients in an aspen (*Populus tremuloides* Michx.)-mixed hardwood-spodosol ecosystem in northern Wisconsin. Ecology 65:339-353.

Plamondon, A.P.; Prévost, M.; Naud, R. 1984. Interception de la pluie dans la sapinière à bouleau blanc, Forêt Montmorency. Can. J. For. Res. 14:722-730.

Reuss, J.O.; Johnson, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecological Studies Series 59. Springer-Verlag. New York, NY. 119 p.

Richter, D.D.; Johnson, D.W.; Todd, D.E. 1983. Atmospheric sulfur deposition, neutralization, and ion leaching in two deciduous forest ecosystems. J. Environ. Qual. 12:263-270.

Robitaille, G. 1977. The effects of copper smelter effluents on vegetation. Thèse de doctorat. University of Ottawa, Ottawa, Ont. 272 p.

Rowe, J.A. 1972. Forest regions of Canada. Canada. Dep. Environ. Can. For. Serv. Ottawa, Ont. Publ. No. 1300.

Rutherford, G.K.; van Loon, G.W.; Mortensen, S.F; Hern, J.A. 1985. Chemical and pedogenic effects of simulated rain on two eastern Canadian forest soils. II. Metals. Can. J. For. Res. 15:848-854.

SAS. 1985. SAS Institute Inc. SAS User's Guides: Statistics, Version 5 Edition. Cary, NC.

Schofield, R.K. 1947. A ratio law governing the equilibrium of cations in the soil solution. Interntl. Cong. Pure and Appl. Chem. (London) Proc. (11)3:257-261.

Schofield, R.K.; Taylor, A.W. 1955. The measurement of pH. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 19:164-167.

Smith, W.H. (ed.). 1981. Air Pollution and Forests. Springer-Verlag, New York, NY. 379 p.

Threshow, M. (ed.). 1984. Air Pollution and Plant Life. John Wiley and Sons, New York, NY. 486 p.

Tukey Jr, H.B. 1970. The leaching of substances from plants. Ann. Rev. Plant Physiol. 41:610-613.

Tukey Jr, H.B. 1980. Some effects of rain and mist on plants with implications for acid precipitation. Pages 141-150 *in* T.C. Hutchinson, and H. Havas, eds. Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York, NY.

Tukey Jr, H.B.; Tukey, H.B.; Wittwer, S.H. 1958. Loss of nutrients by foliar leaching as determined by radioisotopes. Proc. Am. Hort. Soc. 71:496-506.

Ulrich, B. 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as a driving force for destabilization. Pages 1-29 *in* B. Ulrich, and J. Pankrath, eds. Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel Publ. Co. Hingham, MA.

Verry, E.S.; Timmons, D.R. 1977. Precipitation nutrients in the open and under two forests in Minnesota. Can. J. For. Res. 7:112-119.

Vet, R.J.; Sukloff, W.B.; Still, M.E.; Martin, J.B.; Kobelka, W.F.; Gaudenzi, A.J. 1988. CAPMoN: precipitation chemistry data summary 1986. Env. Can. Atmos. Env. Ser. Toronto, Ont. pp. 327-354.

Vitousek, P.M.; Gosz, J.R.; Grier, C.C.; Mellilo, J.M.; Reiners, W.A. 1982. A comparitive analysis of potential nitrification and nitrate mobilization in forest ecosystems. Ecol. Monogr. 52:155-177.

Wells, C.A.; Whigham, D.; Leith, H. 1972. Investigation of mineral cycling in an upland piedmont forest. J. Elisha Mitchell Sci. Soc. 88:66-78.

Will, G.M. 1959. Nutrient return in litter and rainfall under some exotic-conifer stands in New Zealand. N.Z. J. Agric. Res. 2:719-734.

Yawney, H.W. 1978. Leaching of inorganic salts by precipitation from the foliage of red pine (*Pinus resinosa* Ait.). Thèse de doctorat. State Univ., New York, NY. 236 pp.

Yawney, H.W.; Leaf, A.L.; Leonard, R.F.. 1978. Nutrient content of throughfall and stemflow in fertilized and irrigated *Pinus resinosa* Ait. stands. Plant Soil 50:433-445.

ANNEXE

Tableau 1. Caractéristiques du podzol ferro-humique orthique de la série Laurentide dans le bassin du lac Laflamme[a].

Horizon (profondeur) cm	Sable[b] %	Limon[b] %	Argile[b] %	pH (H_2O)	CEC[c]	SB[d] %	N %	C %
LF (10-4)	-	-	-	4,3	123	23,7	2,16	48,0
H (4-0)	-	-	-	3,7	114	11,5	1,67	38,3
Ae (0-6)	96	3	1	4,2	4	10,8	0,06	1,1
Bhf (3-13)	83	2	15	4,2	56	3,0	0,39	8,8
Bf1 (13-24)	86	2	12	4,7	50	1,6	0,25	6,0
Bf2 (24-38)	89	3	9	4,8	25	1,7	0,19	3,0
Bf3 (38+)	90	2	8	5,0	18	2,1	0,12	2,5
BC	96	1	3	4,6	8	13,4	0,05	0,9
C	96	2	2	4,7	5	13,5	0,03	0,5

a. D'après l'étude de 17 profils; b. Bouyoucos (1962); c. Capacité d'échange cationique [cmol(p+)/kg] 1N NH4OAC pH7 Chapman (1965); d. Saturation en bases = (Ca échangeable + Mg échangeable + K échangeable/CEC)*100 (la valeur de Na échangeable n'a pas été déterminée); e. Les données au sujet de l'horizon C ont été fournies par le professeur C. Camiré, de l'Université Laval.

Tableau 2. Protocole d'échantillonnage retenu de 1981 à 1987 dans les six parcelles permanentes délémitées dans le bassin du Lac Laflamme (juin à octobre)

Année	Fréquence	Nombre d'échantillons			
		INCB	TF	SF	BR
1981[a]	Événement	5	30	20	12
1982[a]	Événement	5	30	60	12
1983[a]	Bihebdomadaire	4	30	12	12
1984[a]	Hebdomadaire	4	60	12	24
1985[b]	Hebdomadaire	4	60	12	24
1986[b]	Hebdomadaire	4	60	12	24
1987[bc]	Bimensuel	4	40	7	15

INCB = précipitations globales incidentes, TF = eaux d'égouttement, SF = eaux d'écoulement le long du fût, BR = solution du sol sous la zone racinaire.
a. Tous les échantillons ont été analysés; b. Les échantillons ont été mélangés pour analyser les TF (2 par parcelle, ce qui fait un total de 12); c. 4 parcelles.

Tableau 3. Méthodes d'analyse des paramètres à l'étude

Paramètre	Méthode	Seuil de détection
pH	Détecteur de pH	0,01
Conductivité ($\mu S/cm$)	Conductivimètre	0,2
SO_4^{2-}	CEI	0,1
NO_3^-	CEI	0,1
Cl^-	CEI	0,01
$H_2PO_4^-$	CEI	0,20
	A.C.	0,01
K^+	Émission	0,04
Na^+	Émission	0,01
NH_4^+	CEI	0,01
	A.C.	0,01
Ca^{2+}	AA	0,1
Mg^{2+}	AA	0,008
Mn^{2+}	AA	0,05

* Concentrations des anions et des cations exprimées en mg/L.
CEI: Chromatographie par échange d'ions;
A.C.: Analyse en continu; AA: Absorption atomique

Tableau 4. Valeurs de flux d'eau (mm) employées pour calculer le flux des éléments dans les diverses strates de l'écosystème (juin à octobre)

Année Année	Période (jours)	Strates				
		INCB	TF	SF	BR	Std.
1981*	142-253	341	288	7	205	527
1982*	152-286	468	355	9	281	468
1983	178-284	438**	371	9	263	436
1984	146-283	495	389	10	297	492
1985	149-303	620	482	13	373	627
1986	148-288	814	669	16	489	818
1987	147-294	548	393	11	329	548

INCB: précipitations globales incidentes; TF: eaux d'égouttement; SF: eaux d'écoulement le long du fût; BR: solution du sol sous la zone racinaire; SF: représente 2 % des INCB (Plamondon et collab., 1984); BR: valeur estimative de 60 % des INCB; Std: eaux recueillies au moyen d'un pluviomètre standard.
* Échantillonnage interrompu pour l'application d'insecticides afin de lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette;
** Valeur plus faible due à une période d'échantillonnage plus courte.

Tableau 5. Facteurs de conversion ($Fax10^{-4}$) pour calculer les flux de chaque élément ou ion (kg/ha)

Élément	Fa	Élément	Fa
H^+	0,1008	Mn^{2+}	2,7470
Na^+	2,2990	Cl^-	3,5453
NH_4^+	1,8039	NO_3^-	6,2005
K^+	3,9102	SO_4^{2-}	4,8031
Ca^{2+}	2,0040	$H_2PO_4^-$*	9,4975
Mg^{2+}	1,2155		

* Pour la gamme de pH mesurée, le phosphate se présentait principalement à l'état de $H_2PO_4^-$.

Tableau 6. Concentrations moyennes de sept ans pondérées en fonction du volume (µeq/L) des principaux ions dans les diverses strates de la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre)

	Strate				
Ion	INCB	TF	SF	BR	OS
H^+	39,1 (3,7)	39,0 (3,3)	65,6 (11,1)	14,2 (1,3)	0,3 (0,03)
Na^{+*}	7,1 (2,9)	8,2 (2,5)	12,4 (1,8)	24,9 (2,5)	35,4 (1,7)
NH_4^{+*}	12,1 (4,0)	5,8 (1,8)	3,2 (0,7)	2,5 (1,0)	2,7 (1,3)
K^{+*}	2,5 (0,5)	30,0 (4,0)	207,3 (65,0)	8,5 (0,9)	4,6 (0,9)
Ca^{++}	12,8 (2,4)	33,6 (5,2)	143,3 (16,6)	75,6 (11,6)	95,4 (7,5)
Mg^{++}	2,7 (0,4)	11,8 (1,1)	38,7 (5,4)	19,0 (2,2)	36,1 (0,8)
Mn^{++}	0,8 (0,1)	3,5 (0,4)	16,5 (1,7)	3,2 (0,3)	0,7 (0,1)
SO_4^{2-}	45,9 (4,1)	62,7 (5,8)	153,4 (20,9)	100,9 (4,0)	72,7 (2,2)
NO_3^-	11,8 (2,2)	4,5 (1,1)	1,0 (0,2)	55,3 (9,8)	2,1 (1,3)
$H_2PO_4^-$	0,4 (0,1)	3,8 (1,2)	21,7 (4,1)	0,1 (0,04)	0,2 (0,1)
Cl^-	5,2 (1,6)	9,5 (1,5)	22,4 (2,8)	11,3 (2,1)	8,3 (1,7)
Total des cations (C)	77,0	131,9	487,0	147,8	175,2
Total des cations basiques	25,8	87,1	418,2	131,1	172,2
Total des anions (A)	63,3	80,5	198,5	167,6	83,3
A/C	0,8	0,6	0,4	1,1***	0,5
Déficit anionique	13,7	51,4	288,5	-19,8	91,8
Potentiel en chaux**	2,0	2,2	2,3	2,8	4,6

INCB: précipitations globales incidentes; TF: eaux d'égouttement; SF: eaux d'écoulement le long du fût; BR: solution du sol sous la zone racinaire; OS: ruisseau de drainage.

() Les valeurs entre parenthèses représentent l'erreur type de la moyenne et traduisent une variation temporelle. Le déficit anionique est une estimation des anions organiques ou du bicarbonate.

* Aucune valeur disponible pour 1983; ** Potentiel en chaux = pH - ½p(Ca+Mg); *** Le déficit cationique est lié à la charge des ions aluminium, qui n'est pas donnée dans ce tableau.

Tableau 7. Flux moyen des ions (kg/ha) pendant les périodes d'étude s'échelonnant sur cinq mois (juin à octobre) de 1981 à 1987 dans le bassin du lac Laflamme

Ion	Strate				
	INCB	TF	SF	BR	OS
H^+	0,23	0,18	0,01	0,05	0,003
Na^+	0,93	0,89	0,03	1,67	2,50
NH_4^+	1,34	0,49	0,01	0,15	-
K^+	0,57	5,12	0,92	1,10	0,61
Ca^{++}	1,44	3,00	0,34	4,36	6,53
Mg^{++}	0,18	0,63	0,05	0,68	1,47
Mn^{++}	0,12	0,44	0,06	0,32	-
Cl^-	0,96	1,47	0,08	1,26	1,27
NO_3^-	4,51	1,47	0,01	9,23	0,11
SO_4^{2-}	12,35	13,24	0,89	13,44	14,36
$H_2PO_4^-$	0,22	1,64	0,20	0,03	-

INCB = précipitations globales incidentes; TF = eaux d'égouttement; SF = eaux d'écoulement le long du fût; BR = solution du sol sous la zone racinaire; OS = ruisseau de drainage; OS: les données proviennent de Papineau (1983, 1984 et 1987); les concentrations de Na^+, de NH_4^+ et de K^+ n'ont pas été mesurées en 1983.

Tableau 8. Flux moyen des ions (eq/ha) pendant les périodes d'étude s'échelonnant sur cinq mois (juin à octobre) de 1981 à 1987 dans le bassin du lac Laflamme

Ion	Strate				
	INCB (A)	(TF+SF) (B)	A-B	BR	OS
H^+	230,0	189,0	-41,0	50,0	3,0
Na^+	40,5	40,0	- 0,5	72,7	108,9
NH_4^+	74,3	27,8	-46,5	8,3	-
K^+	14,6	154,7	140,1	28,2	15,6
Ca^{++}	71,9	167,0	95,1	217,7	331,0
Mg^{++}	14,8	55,9	40,7	55,9	120,9
Mn^{++}	4,4	18,2	13,8	11,7	-
Cl^-	27,0	43,6	16,6	35,4	35,7
NO_3^-	72,7	23,9	-48,8	148,8	1,8
SO_4^{2-}	257,0	295,0	38,0	280,0	299,0
$H_2PO_4^-$	2,3	19,4	17,1	0,3	-
Total des cations	450,5	652,6	202,1	444,5	579,4
Total des cations basiques	146,2	435,8	289,6	386,2	576,4
Total des anions	359,0	381,9	22,9	464,5	336,5
Cations-Anions	91,5	270,7	179,2	-20,0	242,9

INCB = précipitations globales incidentes; TF = eaux d'égouttement; SF = eaux d'écoulement le long du fût; BR = solution du sol sous la zone racinaire; OS = ruisseau de drainage; OS: données provenant de Papineau (1983, 1984 et 1987); les concentrations de Na^+, de NH_4^+ et de K^+ n'ont pas été mesurées en 1983.

Tableau 9. Potentiel en chaux* par année pour les diverses strates de la forêt de sapins baumiers dans le bassin du lac Laflamme (μeq/L)

Année	INCB	TF	SF	BR	OS
1981	2,10	2,20	2,20	3,06	-
1982	1,87	2,19	2,29	2,82	4,60
1983	2,04	2,19	2,22	2,84	4,81
1984	1,83	2,27	2,17	2,87	4,55
1985	2,01	2,24	2,13	2,68	4,46
1986	2,11	2,27	2,52	2,83	4,43
1987	2,02	2,28	3,03	2,74	4,74
Moyenne de 7 ans	2,00	2,23	2,36	2,83	4,60**

* Potentiel en chaux = pH - ½p(Ca + Mg). Les valeurs employées pour le calcul ont été tirées des tableaux 11, 12 et 13.
** Moyenne de six ans.

Tableau 10. Production réelle de protons (kmol/ha/5 mois) dans le bassin du lac Laflamme de 1981 à 1987

	Production						
Ion	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
H^+	0,24	0,19	0,18	0,27	0,30	0,22	0,19
NH_4^+	0,06	0,06	-0,11	0,09	0,14	0,10	0,07
NO_3^-	0,01	-0,41	-0,13	-0,01	0,00	0,01	0,07
SO_4^{2-}	0,10	-0,04	-0,03	0,07	-0,07	-0,08	-0,04
H prod.	0,19	0,70	0,23	0,30	0,51	0,39	0,23

Hprod. = (H^+im.-H^+ex.)+(NH_4^+im.-NH_4^+ex.)-(NO_3^-im.-NO_3^-ex.)-(SO_4^{2-}im.-SO_4^{2-}ex.) (De Vries et Breeuwsma, 1987); im. = valeur en kmol/ha calculée pour les INCB à partir des tableaux 15 et 17; ex. = valeur en kmol/ha calculée pour la BR à partir des tableaux 15 et 17.
On a substitué les valeurs de NH_4^+ et de NO_3^+ dans les dépôts humides à celles des INCB en 1981 et 1982. (Barrie et collab., 1982 et 1984).

Tableau 11. Concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (µeq/L) des cations monovalents par année et par strate dans la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre)

Ion	Année	Strate				
		INCB	TF	SF	BR	OS
H^+	1981	33,8	43,3	68,6	9,5	-
	1982	39,6	40,0	70,4	18,7	0,3
	1983	47,7	56,5	81,1	16,0	0,2
	1984	53,1	37,2	99,4	11,1	0,3
	1985	41,8	34,9	87,2	17,7	0,4
	1986	25,9	28,8	36,6	12,5	0,4
	1987	31,6	32,6	15,9	13,7	0,2
Na^+	1981	16,4*	15,3*	17,3	36,1	-
	1982	10,1	12,3	15,4	26,1	39,8
	1983	-	-	-	-	-
	1984	5,5	6,8	8,2	21,6	30,5
	1985	5,6	6,0	7,7	25,1	34,2
	1986	2,7	3,5	9,9	18,1	34,3
	1987	2,4	5,7	15,9	22,2	38,2
NH_4^+	1981	1,7**	0,7**	1,2	3,8	-
	1982	0,3	0,8	4,2	0,2	0,6
	1983	-	-	-	-	-
	1984	18,4	8,1	1,1	0,6	T
	1985	25,4	11,7	4,1	6,6***	6,6
	1986	13,9	5,2	3,9	2,1	2,0
	1987	12,8	8,2	4,8	2,0	1,6
K^+	1981	3,0	39,9	81,1	7,7	-
	1982	0,6	25,6	148,3	6,0	1,9
	1983	-	-	-	-	-
	1984	2,8	43,4	147,6	9,8	3,4
	1985	3,6	25,1	120,5	11,7	4,9
	1986	1,8	19,8	229,6	9,0	5,6
	1987	3,4	23,3	516,9	6,9	7,1

INCB: précipitations globales incidentes; TF: eaux d'égouttement; SF: eaux d'écoulement le long du fût; BR: solution du sol sous la zone racinaire; OS: ruisseau de drainage; T: quantités traces;
* Les valeurs de Na^+ sont peut être surestimées; ** Les concentrations de NH_4^+ ont été sous-estimées, car on n'a pas tenu compte de l'assimilation par les algues; les valeurs relevées dans les dépôts humides uniquement étaient de 9,6 et de 12,3 µeq/L (Barrie et collab., 1982 et 1984);
*** Calcul effectué à partir d'uniquement quatre valeurs.

Tableau 12. Concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (µeq/L)) des cations bivalents par année et par strate dans la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre)

Ion	Année	Strate				
		INCB	TF	SF	BR	OS
Ca^{++}	1981	16,0	36,2	98,8	96,8	-
	1982	6,8	26,6	143,3	123,6	104,7
	1983	25,4	63,1	150,5	100,2	126,7
	1984	9,7	33,2	164,3	51,8	74,3
	1985	13,7	26,3	104,8	54,6	94,9
	1986	8,8	21,3	115,5	55,9	85,3
	1987	9,3	28,8	226,1	46,3	86,3
Mg^{++}	1981	2,0	12,0	24,6	20,8	-
	1982	2,0	11,8	40,9	30,0	37,5
	1983	3,0	15,0	30,1	20,9	37,9
	1984	3,0	15,0	48,5	17,1	36,9
	1985	5,0	11,9	31,9	18,2	36,6
	1986	2,1	7,5	29,7	14,1	32,4
	1987	1,8	9,1	65,3	11,6	35,9
Mn^{++}	1981	-	-	-	-	-
	1982	T	2,2	13,6	-	-
	1983	0,7	4,0	11,0	3,1	0,5
	1984	0,7	4,7	21,1	3,2	0,8
	1985	1,0	4,0	20,5	4,3	0,8
	1986	1,1	3,2	14,5	3,8	0,9
	1987	0,6	2,9	18,2	2,9	0,4

INCB: précipitations globales incidentes; TF: eaux d'égouttement; SF: eaux d'écoulement le long du fût; BR: solution du sol sous la zone racinaire; OS: ruisseau de drainage; T: quantités traces.

REMARQUE: les concentrations de Mn^{++} n'ont pas été mesurées en 1981.

Tableau 13. Concentrations moyennes pondérées en fonction du volume (µeq/L) des anions par année et par strate dans la forêt de sapins baumiers située dans le bassin du lac Laflamme (juin à octobre)

Ion	Année	Strate				
		INCB	TF	SF	BR	OS
SO_4^{2-}	1981	50,6	68,4	111,7	109,0	-
	1982	50,8	69,7	195,5	108,9	76,9
	1983	58,3	78,6	183,0	102,2	68,1
	1984	56,6	78,9	243,0	112,1	79,5
	1985	36,5	49,5	107,5	101,6	74,6
	1986	29,4	37,9	93,6	86,8	65,2
	1987	39,4	55,8	139,4	85,9	71,6
NO^{3-}	1981	1,7*	1,3	1,6	61,9	-
	1982	6,4*	0,1	1,5	177,1	8,7
	1983	14,2	3,2	0,8	74,0	1,1
	1984	18,0	7,1	0,8	34,5	0,6
	1985	14,7	6,6	0,9	16,3	1,1
	1986	12,6	5,3	0,8	16,5	1,3
	1987	15,3	8,2	0,6	6,2	0,2
$H_2PO_4^-$	1981	0,5	12,7	19,0	0,1	-
	1982	0,4	3,1	35,5	T	T
	1983	0,3	3,0	15,6	0,01	0,4
	1984	0,5	2,9	11,2	0,1	T
	1985	0,5	1,6	7,9	0,1	0,1
	1986	0,1	0,9	31,3	0,1	0,1
	1987	0,4	2,2	31,2	0,3	0,3
Cl^-	1981	5,4	10,5	34,1	15,9	-
	1982	13,7	17,4	23,5	23,7	16,7
	1983	7,0	10,2	13,4	12,5	7,6
	1984	2,5	8,3	23,8	8,9	5,9
	1985	3,3	7,0	15,2	6,4	5,8
	1986	2,0	6,2	18,5	6,8	6,8
	1987	2,6	6,7	28,6	9,7	7,0

INCB: précipitations globales incidentes; TF: eaux d'égouttement; SF: eaux d'écoulement le long du fût; BR: solution du sol sous la zone racinaire; OS: ruisseau de drainage; T: quantités traces.
* Les valeurs de NO_3^- ont été sous-estimées, car on n'a pas tenu compte de l'assimilation par les algues; les valeurs relevées dans les dépôts humides uniquement étaient de 12,8 et de 13,9 µeq/L (Barrie et collab., 1982 et 1984).

Tableau 14. Flux des cations monovalents (kg/ha/5 mois) dans une forêt de sapins baumiers (juin à octobre)

Ion	Strate	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
H^+	INCB	0,23	0,19	0,18	0,27	0,30	0,22	0,19
	TF	0,23	0,12	0,21	0,16	0,19	0,21	0,13
	SF	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	BR	0,01	0,05	0,04	0,03	0,07	0,06	0,06
	OS	0,007	0,001	0,002	0,002	0,001	0,002	N.D.
Na^+	INCB	2,24*	1,09*	D.I.	0,63	0,83	0,50	0,30
	TF	1,96	1,01	D.I.	0,61	0,68	0,55	0,55
	SF	0,02	0,03	D.I.	0,02	0,03	0,05	0,04
	BR	0,63	2,00	D.I.	1,53	2,12	2,27	1,66
	OS	2,59	2,11	2,47	1,91	2,45	3,46	N.D.
NH_4^+	INCB	0,02**	0,02**	D.I.	1,65	2,96	2,05	1,34
	TF	0,08	D	D.I.	0,59	1,00	0,67	0,60
	SF	D	0,01	D.I.	D	0,01	0,01	0,04
	BR	D	0,02	D.I.	0,11	0,47	0,18	0,12
	OS	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.
K^+	INCB	0,60	0,12	D.I.	0,54	0,84	0,63	0,71
	TF	7,40	3,54	D.I.	6,49	4,60	5,07	3,61
	SF	0,17	0,56	D.I.	0,57	0,75	1,45	2,02
	BR	0,39	0,78	D.I.	1,09	1,76	1,73	0,84
	OS	0,45	0,48	1,06	0,07	0,64	0,94	N.D.

OS: données provenant de Papineau (1984, 1985 et 1987); N.D. = non disponible; D.I. = données introuvables; INCB = précipitations globales incidentes; TF = eaux d'égouttement; SF = eaux d'écoulement le long du fût; BR = solution du sol sous la zone racinaire; OS = ruisseau de drainage; T = quantités traces.
* Les valeurs de Na^+ sont peut-être surestimées; ** Les valeurs de NH_4^+ ont été sous-estimées, car on n'a pas tenu compte de l'assimilation par les algues; les valeurs dans les dépôts humides uniquement étaient de 1,12 et de 1,08 km/ha (Barrie et collab., 1982 et 1984).

Tableau 15. Flux des cations bivalents (kg/ha/5 mois) dans une forêt de sapins baumiers (juin à octobre)

Ion	Strate	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Ca^{++}	INCB	1,77	0,64	2,19	1,02	1,86	1,53	1,06
	TF	3,76	1,90	4,84	2,69	2,63	2,87	2,34
	SF	0,14	0,28	0,27	0,34	0,34	0,57	0,44
	BR	2,60	6,90	5,00	3,07	4,48	5,40	3,07
	OS	7,43	5,09	6,43	4,91	6,68	8,62	N.D.
Mg^{++}	INCB	0,09	0,10	0,16	0,13	0,40	0,22	0,12
	TF	0,79	0,51	0,60	0,72	0,70	0,57	0,45
	SF	0,03	0,05	0,03	0,06	0,06	0,07	0,08
	BR	0,34	0,99	0,68	0,65	0,86	0,82	0,45
	OS	1,61	1,09	1,45	1,09	1,44	2,13	N.D.

OS: données provenant de Papineau (1984, 1985 et 1987); N.D. = non disponible; INCB = précipitations globales incidentes; TF = eaux d'égouttement; SF = eaux d'écoulement le long du fût; BR = solution du sol sous la zone racinaire; OS = ruisseau de drainage.

Tableau 16. Flux des anions (kg/ha/5 mois) dans une forêt de sapins baumiers (juin à octobre)

Ion	Strate	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
SO_4^{2-}	INCB	16,52	11,43	10,69	13,66	11,91	11,61	10,60
	TF	17,91	11,89	12,40	15,21	12,09	12,27	10,90
	SF	0,46	0,94	0,76	1,23	0,96	1,09	0,82
	BR	7,37	15,05	13,04	6,64	18,43	19,40	14,15
	OS	17,03	8,52	13,55	11,14	16,02	19,89	N.D.
NO_3^-	INCB	1,92*	1,87*	3,53	5,78	6,32	6,55	5,59
	TF	0,53	0,03	0,74	1,97	2,35	2,46	2,23
	SF	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
	BR	3,46	29,81	11,75	6,28	6,42	5,91	0,99
	OS	0,18	0,09	0,09	0,04	0,18	0,09	N.D.
$H_2PO_4^-$	INCB	0,17	0,16	0,12	0,21	0,62	0,06	0,20
	TF	6,17	1,04	1,16	1,04	0,69	0,58	0,79
	SF	0,08	0,32	0,12	0,10	0,11	0,47	0,23
	BR	T	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03	0,07
	OS	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.	D.I.
Cl^-	INCB	1,04	2,27	1,09	0,48	0,74	0,61	0,51
	TF	1,93	2,19	1,37	1,15	1,18	1,45	1,02
	SF	0,06	0,08	0,04	0,09	0,08	0,13	0,10
	BR	1,13	2,13	1,18	0,92	1,02	1,23	1,21
	OS	1,03	1,21	1,42	0,91	1,22	1,82	N.D.

OS: données provenant de Papineau (1984, 1985 et 1987); N.D. = non disponible; D.I. = données introuvables; INCB = précipitations globales incidentes; TF = eaux d'égouttement; SF = eaux d'écoulement le long du fût; BR = solution du sol sous la zone racinaire; OS = ruisseau de drainage; T = quantités traces. * Les valeurs de NO_3^- ont été sous-estimées, car on n'a pas tenu compte de l'assimilation par les algues; les valeurs relevées dans les dépôts humides uniquement étaient de 4,25 et 4,12 kg/ha (Barrie et collab., 1982 et 1984).